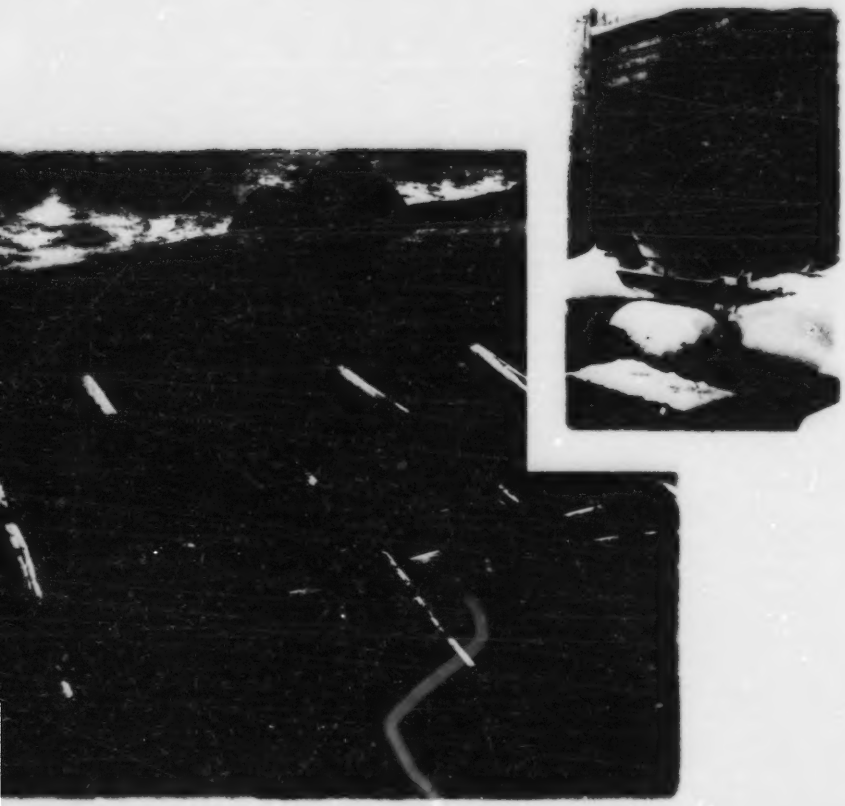
Reporting on the state of Canada's environment contributes to
Rapports sur l'état de l'environnement au Canada contribue aux

LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS DANS L'ENVIRONNEMENT CANADIEN

Rapport sur l'état de l'environnement au Canada



LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS

Environnement Canada Environment Canada

Canada

101-06338/

LES ÉLÉMENTS NUTRITIFS DANS L'ENVIRONNEMENT CANADIEN

Rapport sur l'état de l'environnement au Canada

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre :
Les éléments nutritifs dans l'environnement canadien : rapport sur l'état de l'environnement au Canada
(Rapport sur l'état de l'environnement)

Publ. aussi en anglais sous le titre : Nutrients in the Canadian environment.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-85871-9
N° de cat. En1-11/97F

Eau — Pollution par les éléments nutritifs — Canada.
Phosphore — Aspect de l'environnement — Canada.
Azote — Aspect de l'environnement — Canada.
Eau — Qualité — Gestion — Canada.
I. Canada. Environnement Canada.
II. Canada. Service de la conservation de l'environnement. Bureau des indicateurs et de l'évaluation.
III. Coll.

TD227.N87 2001 363.739'4'0971 C2001-980184-X

Photos :

Couverture : Cours d'eau à travers un champ : DC Corel, photo n° 371029
Rampe de bateau couvert d'algues filamenteuses : DC Corel, photo n° 138085
Exutoire d'égout : Vincent Mercier

Plat verso : Troupeau de vaches : DC Corel, photo n° 66022
Ouaouaron : DC Corel, photo n° 87095
Pêcheur dans une rivière : DC Corel, photo n° 185013

Remerciements

La présente publication a été préparée par le Bureau des indicateurs et de l'évaluation d'Environnement Canada. Gary Ironside est le chercheur principal et l'auteur du rapport, qui a été élaboré sous la direction générale de Wayne Bond. David Francis, de Lanark Communications, a rédigé les passages techniques du rapport, et Marla Sheffer s'est chargée de la correction d'épreuve et de la révision. Martha Guy, de l'Institut national de la recherche sur les eaux, et Doug Duggan, du Bureau des indicateurs et de l'évaluation, ont préparé les graphiques.

Ce rapport sur l'état de l'environnement (RÉE) est le pendant de l'évaluation scientifique fédérale intitulée *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement canadien* et réalisée par Patricia Chambers, Martha Guy, Elizabeth Roberts, Murray Charlton, Robert Kent, Christian Gagnon et Gary Grove, d'Environnement Canada, ainsi que par Neil Foster, de Ressources naturelles Canada. Il repose sur des données, des recherches et des interprétations issues de cette évaluation scientifique, mais présentées selon une approche fondée sur l'état de l'environnement.

Nous voudrions également exprimer notre gratitude aux personnes suivantes pour les conseils d'experts qu'elles ont prodigués au cours de l'élaboration des ébauches du présent rapport. Il s'agit de Caroline Blais, Tom Bruulsema, Patricia Chambers, Lara Cooper, Robert Cross, Christian De Kimpe, Gary Grove, Martha Guy, Paul Hope, France Lemieux, Taumey Mahendrappa, Tim Marta, Vincent Mercier, Patricia Mitchell, David Paré, Mary Ellen Perkin, Elizabeth Roberts, Peter Salonius et Sylvain Savard.

La mise en page et la conception visuelle ont été assurées par Crocodile Communications Inc. La traduction ainsi que la correction d'épreuve et révision en langue française ont été effectuées respectivement par le Bureau de la traduction, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, et par Les Entreprises Hélène Bruyère.

Table des matières

Préface ix
Points saillants xi
Quelles sont les répercussions des apports d'éléments nutritifs? xii
Quelles sont les principales sources d'éléments nutritifs? xiii
Quelles mesures applique-t-on pour gérer les éléments nutritifs? xv
Lacunes à combler en matière d'information xvi
Que nous réserve l'avenir? xvii
1. Introduction 1
Que sont les éléments nutritifs? 1
Quelles sont les préoccupations à propos des éléments nutritifs? 1
Les cycles de l'azote et du phosphore 2
2. Effets d'enrichissement résultant de l'apport d'éléments nutritifs 5
Lacs 5
Cours d'eau 10
Milieux humides 11
Eaux côtières 12
Forêts 13
Effets socioéconomiques 13
Aperçu régional de l'enrichissement au Canada 14
3. Effets toxiques de l'apport d'éléments nutritifs 19
Effets toxiques directs de l'azote 19
Végétaux et animaux aquatiques 19
Végétaux et animaux terrestres 20
Concentrations d'azote et répercussions sur les écosystèmes au Canada 21
Écosystèmes aquatiques 21
Eaux souterraines 25
Forêts 28
Effets sur la santé humaine 28
Effets socioéconomiques 31

4. Sources d'éléments nutritifs 33
Eaux usées municipales et rurales 34
Agriculture 42
Rejets industriels 45
Aquiculture 46
Gestion des forêts 48
Émissions, transport et dépôts atmosphériques 48

5. Mesures de gestion des éléments nutritifs 51
Eaux usées municipales 51
Agriculture 52
Exploitations aquicoles 53

6. Lacunes à combler en matière d'information 55
Insuffisance de données de surveillance 55
Effets de l'apport d'éléments nutritifs sur les écosystèmes et la santé humaine 56

7. Conclusions 59

Références 61

Autres lectures suggérées 71

Glossaire de termes choisis 73

Liste des figures

Figure 1 : Cycle de l'azote 2
Figure 2 : Cycle du phosphore 4
Figure 3 : Sites connus d'enrichissement par les éléments nutritifs au Canada, en 1998 . . . 14
Figure 4 : Bassin hydrographique et lacs de la vallée Qu'Appelle 15
Figure 5 : Les rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix dans le nord de l'Alberta . . . 17
Figure 6 : Sources municipales, agricoles et industrielles et devenir de l'azote et du phosphore en quantités excessives dans l'environnement. 33
Figure 7 : Proportion de la population canadienne desservie par des installations de traitement des eaux usées municipales, 1983–1999 35
Figure 8 : Nombre de Canadiens desservis par une installation de traitement des eaux usées, 1983–1999, par région 36
Figure 9 : Charges en phosphore attribuables aux effluents municipaux pour chaque région du Canada, 1983–1996 39
Figure 10 : Apports d'azote et de phosphore par les engrais (1981–1996) et le fumier (1991–1996) sur les terres cultivées du Canada 43

Liste des tableaux

Tableau 1 : Résumé des effets associés à la présence d'éléments nutritifs en quantité excessive sur les écosystèmes aquatiques. 6
Tableau 2 : Mortalités chez le poisson causées par le rejet de matières renfermant des éléments nutritifs entre 1987 et 1997 22
Tableau 3 : Déversements de fumier et mortalités chez le poisson dans le sud-ouest de l'Ontario entre 1988 et 1998. 22
Tableau 4 : Sommaire des concentrations de nitrates et d'azote dans les puits des zones rurales canadiennes 25
Tableau 5 : Comparaison des charges en éléments nutritifs des eaux de surface et des eaux souterraines attribuables à diverses sources au Canada en 1996. 34
Tableau 6 : Charges totales en phosphore dans les effluents finaux et efficacité de la déphosphoration pour divers niveaux de traitement des eaux usées 41
Tableau 7 : Émissions anthropiques de composés azotés dans l'atmosphère au Canada en 1995. 49

Liste des encadrés

Encadré 1 : Eutrophisation du bassin hydrographique et des lacs de la vallée Qu'Appelle, en Saskatchewan. 15
Encadré 2 : Répercussions des effluents des fabriques de pâte et des effluents municipaux sur les rivières du nord de l'Alberta 17
Encadré 3 : Les nitrates menacent-ils le développement et la survie des amphibiens?. 23
Encadré 4 : Contamination de l'aquifère d'Abbotsford–Sumas par les nitrates 26
Encadré 5 : Incidence de l'aquiculture sur le lac Heney (Québec), 1993–1998 47
Encadré 6 : Rôle de l'aquiculture dans l'eutrophisation des eaux côtières 47

Préface

Environnement Canada publie des rapports sur l'état de l'environnement (RÉE) pour deux raisons fondamentales : offrir aux Canadiens de l'information vulgarisée, fiable et à jour sur les problèmes environnementaux actuels et promouvoir l'utilisation des sciences dans l'élaboration des politiques et la prise de décisions. Les auteurs de ces rapports examinent des problèmes environnementaux d'envergure pour tenter de répondre à quatre questions importantes :

- **Que se produit-il dans l'environnement?** (c.-à-d. de quelle façon évoluent les conditions et les tendances qui affectent l'environnement?)
- **Pourquoi ces changements sont-ils significatifs?** (c.-à-d. quelles en sont les répercussions sur les écosystèmes, le bien-être économique et social et la santé humaine?)
- **Pourquoi ces changements surviennent-ils?** (c.-à-d. comment les activités humaines entraînent-elles des changements environnementaux?)
- **Que fait-on face à ces changements?** (c.-à-d. comment la société réagit-elle face à ces préoccupations [mesures gouvernementales, changements de la part de l'industrie et initiatives volontaires] pour, finalement, progresser vers l'atteinte des objectifs de durabilité environnementale?)

Le présent rapport, *Les éléments nutritifs dans l'environnement canadien : Rapport sur l'état de l'environnement au Canada*, répond à ces objectifs et respecte les lignes directrices relatives au contenu et à la présentation qui ont été établies en vertu du programme sur les RÉE du gouvernement fédéral et approuvées par les cinq ministères responsables des ressources naturelles[1]. En conséquence, il porte le symbole RÉE.

Le rapport est destiné en premier lieu aux responsables de l'élaboration des politiques et aux décideurs de tous les paliers de gouvernement et du secteur privé, notamment aux responsables des domaines de l'agriculture, de l'aquiculture, de la foresterie et de la gestion des eaux et des eaux usées. Il les aidera à prendre des décisions éclairées au sujet de la gestion des éléments nutritifs dans les écosystèmes au Canada. Il est également destiné à informer les Canadiens

[1] Les cinq ministères responsables des ressources naturelles sont Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Ressources naturelles Canada et Santé Canada.

intéressés, comme les membres des organisations non gouvernementales et les groupes communautaires, les éducateurs et les étudiants ainsi que les médias, sur l'un des principaux problèmes environnementaux qui touche le Canada ainsi que sur les tendances connexes, à savoir le rejet d'éléments nutritifs en quantités excessives dans notre environnement.

L'auteur du rapport examine l'incidence environnementale des rejets de composés azotés et phosphorés résultant de l'activité humaine. Ces composés sont des éléments nutritifs qui, en quantités excessives, peuvent hyperstimuler la croissance de certains végétaux au détriment d'autres espèces dans les écosystèmes dulcicoles, marins et terrestres. Certains d'entre eux sont également associés à divers effets toxiques directs et indirects sur les organismes, dont les êtres humains. Le rapport décrit les mécanismes par lesquels les éléments nutritifs influent sur l'environnement, évalue leur incidence ainsi que les dommages qu'ils peuvent causer dans l'avenir et en énumère les principales sources. Il traite également des mesures qui ont été et peuvent être adoptées pour corriger la situation.

Le rapport est fondé sur une évaluation scientifique intitulée *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement canadien* (Chambers *et al.*, 2001), laquelle se voulait la réponse du gouvernement canadien à l'examen de 1995 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). Dans cet examen, le Comité permanent sur l'environnement et le développement durable de la Chambre des communes (1995) recommandait qu'Environnement Canada :

- réglemente la teneur en phosphates des agents nettoyants autres que les détergents à lessive en vertu de la Partie III de la LCPE;
- détermine s'il fallait réglementer les éléments nutritifs autres que les phosphates présents dans les agents nettoyants;
- détermine si les sources d'éléments nutritifs autres que les agents nettoyants étaient adéquatement réglementées par les provinces et les territoires.

Les personnes intéressées à un examen technique plus complet des questions présentées dans le présent rapport peuvent consulter l'évaluation scientifique (Chambers *et al.*, 2001).

Points saillants

Les éléments nutritifs sont des éléments ou des composés essentiels à la croissance et à la survie des organismes. Leur apport dans un écosystème influe grandement sur l'abondance de la vie végétale et animale ainsi que sur le genre et la variété des espèces.

L'essor démographique et les activités humaines ont considérablement accru la biodisponibilité de deux éléments nutritifs clés dans l'environnement, soit l'azote et le phosphore. Lorsqu'ils sont présents en quantités excessives, ces éléments nutritifs peuvent hyperstimuler la production des végétaux au détriment d'autres espèces et sont associés à une gamme d'effets toxiques directs et indirects sur les organismes, dont les humains.

Le Rapport sur l'état de l'environnement relatif aux éléments nutritifs traite de la façon dont les rejets de composés azotés et phosphorés résultant des activités humaines affectent l'environnement canadien. Il décrit les mécanismes par lesquels les éléments nutritifs influent sur l'environnement, évalue leurs effets environnementaux, notamment leur rôle dans l'eutrophisation, ainsi que les dommages qu'ils peuvent causer à l'avenir, et précise leurs principales sources. Il traite également des mesures qui ont été et peuvent être adoptées pour résoudre ces problèmes.

À l'heure actuelle, les problèmes environnementaux causés par des quantités excessives d'éléments nutritifs sont moins graves au Canada que dans de nombreux pays qui possèdent une plus longue histoire de peuplement et de production agricole. Cette situation est due en partie aux mesures de protection mises en œuvre par les gouvernements au cours des 30 dernières années. Néanmoins, malgré les progrès réalisés, des problèmes de santé humaine et de salubrité de l'environnement liés aux éléments nutritifs se manifestent partout au Canada.

On trouvera ci-après les points saillants du Rapport sur l'état de l'environnement.

Quelles sont les répercussions des apports d'éléments nutritifs?

Les répercussions des apports d'azote et de phosphore dans l'environnement au Canada comprennent les effets associés à l'enrichissement par les éléments nutritifs et les effets toxiques directs des composés azotés sur les organismes aquatiques et terrestres ainsi que sur les humains.

Effets d'enrichissement

- En eau douce, la croissance des algues est souvent limitée par la quantité de phosphore disponible, tandis que l'approvisionnement en azote est habituellement le facteur déterminant en milieu marin.
- Les charges de phosphore ont accéléré l'eutrophisation, ou la surfertilisation, de certains lacs, cours d'eau et milieux humides, ce qui s'est traduit par la destruction ou la dégradation de l'habitat et par des changements dans la biodiversité (p. ex. une diminution du nombre d'organismes benthiques dans les lacs).
- Les charges d'azote ont causé l'eutrophisation locale de certaines eaux côtières, y compris les estuaires, ce qui a entraîné une diminution de la teneur en oxygène dissous, une perte d'habitats et des changements dans la biodiversité (p. ex. la prolifération des algues nuisibles).
- Certains écosystèmes forestiers ont été saturés d'azote qui peut lixivier dans l'eau de surface ou l'eau souterraine et causer des changements dans la chimie du sol, notamment des déséquilibres dans le bilan des éléments nutritifs.
- Les charges d'azote ont contribué à l'acidification des sols et des lacs dans le sud de l'Ontario et du Québec.
- Les qualités esthétiques de l'eau peuvent être altérées par la turbidité, la décoloration, la formation de mousse et l'émanation d'odeurs, et les algues peuvent limiter la baignade, s'emmêler aux engins de pêche, endommager les moteurs de bateaux et restreindre la navigation.

Effets toxiques

- Au cours des dernières années, les rejets azotés associés notamment aux activités agricoles ont provoqué la mort de poissons.
- Les nitrates seraient au moins partiellement responsables du déclin des populations d'amphibiens au Canada. Parmi les effets néfastes, mentionnons une faible croissance larvaire, une taille corporelle réduite et des capacités natatoires affaiblies.
- L'apport d'éléments nutritifs a entraîné des risques accrus pour la santé humaine dus à l'utilisation récréative des eaux contaminées par des proliférations d'algues toxiques et à la consommation de mollusques et crustacés contaminés.
- Les préoccupations concernant la qualité de l'eau ont augmenté en raison de problèmes de goût et d'odeur et de la contamination de certaines réserves d'eau par les nitrates et les toxines des algues. La teneur en nitrates des eaux souterraines au Canada a dépassé la valeur maximale prescrite dans les recommandations pour l'eau potable et ce, de façon plus fréquente et en un plus grand nombre d'endroits.

Le fardeau économique des Canadiens a augmenté par suite de la fermeture de zones coquillières, de la nécessité de traiter l'eau contaminée et de la nécessité d'évacuer les eaux ménagères.

Quelles sont les principales sources d'éléments nutritifs?

Eaux usées municipales et rurales

- Les eaux usées municipales — en grande partie des eaux vannes — constituent la principale source ponctuelle de rejets d'azote et de phosphore dans l'environnement au Canada. En 1999, environ 82 750 tonnes d'azote total et 4 950 tonnes de phosphore total rejetées dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières provenaient des égouts municipaux.
- En 1999, les charges d'azote dans les eaux douces canadiennes qui provenaient des usines de traitement des eaux usées municipales étaient de 24 % supérieures à celles de 1983 en raison de la croissance démographique.
- Les rejets de phosphore dans les eaux douces ont diminué de 44 % en 1999, par rapport à 1983, en raison de l'application de méthodes perfectionnées d'élimination du phosphore dans de nombreuses usines de traitement des eaux usées municipales.
- Dans l'ensemble du Canada, le niveau de traitement des eaux d'égout augmente, car un nombre accru de municipalités améliorent leurs installations de traitement. Les eaux usées municipales déversées directement dans les eaux côtières, et dont la majeure partie n'est pas traitée ou ne subit qu'un traitement primaire, représentent toutefois une exception.
- Environ huit millions de Canadiens, soit un peu plus du quart de la population, sont desservis par des fosses septiques, qui ont rejeté une quantité estimative de 15 400 tonnes d'azote et de 1 900 tonnes de phosphore en 1996. Lorsque les sols récepteurs ne peuvent pas assimiler ces éléments nutritifs, ces derniers peuvent migrer vers les eaux souterraines et, de là, vers les eaux de surface.

Agriculture

- On ajoute des éléments nutritifs aux terres agricoles sous forme d'engrais chimiques et de fumier afin d'accroître le rendement des cultures. En 1996, 1 576 000 tonnes d'azote et 297 000 tonnes de phosphore ont été épandues sous forme d'engrais sur les terres arables du Canada. De plus, 384 000 tonnes d'azote et 139 000 tonnes de phosphore ont été appliquées sous forme de fumier.
- Les apports totaux d'éléments nutritifs (engrais, fumier, fixation de l'azote par les légumineuses, dépôts atmosphériques, épandage de boues d'épuration, etc.) sur les terres agricoles sont absorbés en grande partie par les récoltes. En 1996, les intrants annuels d'azote (2,8 millions de tonnes) sur l'ensemble des terres agricoles du Canada ont dépassé de 10,7 % les extrants (2,5 millions de tonnes).
- En 1995, l'entreposage et la manutention du fumier et des engrais ont ajouté dans l'atmosphère 570 000 tonnes d'azote sous forme d'ammoniac.

Rejets industriels

- Environ 11 800 tonnes d'azote (sous forme de nitrates et d'ammoniac) et 2 000 tonnes de phosphore total sont rejetées annuellement dans les eaux de surface canadiennes par des industries détenant des permis d'exploitation.
- La plupart des industries légères rejettent leurs eaux usées dans les réseaux d'assainissement municipaux où elles sont acheminées vers des usines de traitement des eaux usées.
- Les émissions atmosphériques industrielles produites en 1995 comprenaient 27 000 tonnes d'azote ammoniacal, dont près d'un tiers provenait de fabriques d'engrais azotés.

Exploitations aquicoles

- Les rejets d'éléments nutritifs provenant des exploitations aquicoles sont dus à l'excrétion de déchets dissous ou solides par les poissons et aux aliments non consommés. L'aquiculture en cage dans les eaux de surface suscite les préoccupations les plus vives, car les déchets qu'elle produit sont rejetés entièrement dans les eaux environnantes.
- On estime que l'ensemble de l'industrie canadienne de l'aquiculture rejette annuellement 2 276 tonnes d'azote et 486 tonnes de phosphore dans les eaux intérieures et côtières.

Foresterie

- Les forêts sont la source d'une grande partie des eaux qui pénètrent dans les cours d'eau et les lacs, et les pratiques d'aménagement forestier peuvent augmenter les concentrations d'éléments nutritifs dans les cours d'eau. Actuellement, on ne possède pas suffisamment d'information pour procéder à des généralisations au sujet des répercussions des pratiques forestières sur les éléments nutritifs dissous dans les cours d'eau.

Émissions et dépôts atmosphériques

- En 1995, 1 471 000 tonnes d'azote, sous différentes formes, ont été émises dans l'atmosphère, dont 608 000 tonnes (41,3 %) provenaient du secteur agricole, 428 200 tonnes (29,1 %), de la combustion du combustible fossile destiné au transport et 329 400 tonnes (22,4 %), de l'industrie (émissions associées à la combustion et procédés industriels).
- Une bonne partie de l'azote rejeté dans l'atmosphère se redépose sur le sol ou dans l'eau. Au Canada, les dépôts atmosphériques dus au transport sur de longues distances contribuent, en moyenne, pour environ 2,5 kg d'azote par hectare par année sous forme de nitrates et d'ammonium, les deux seuls composés considérés en ce qui concerne l'azote atmosphérique. Ces dépôts sont considérablement plus élevés dans l'Est du Canada que dans l'Ouest du pays en raison des activités industrielles qui se déroulent dans le centre du Canada et le nord-est des États-Unis. Les dépôts atmosphériques de composés azotés contribuent à l'eutrophisation et à l'acidification des eaux de surface.
- Seulement de 1 % à 6 % du bilan du phosphore total dans les lacs canadiens est attribuable au phosphore atmosphérique, dont une bonne partie provient de l'épandage et de la production d'engrais.

Quelles mesures applique-t-on pour gérer les éléments nutritifs?

Une grande variété de mesures ont été prises au Canada pour réduire les apports d'éléments nutritifs dans l'environnement.

Eaux usées municipales et rurales

- Certaines installations de traitement municipales doivent utiliser des méthodes perfectionnées d'élimination du phosphore avant de déverser leurs eaux usées dans des cours d'eau sensibles.
- La réfection et le remplacement des réseaux d'assainissement ont réduit les fuites et les charges polluantes.
- Des réseaux d'égouts unitaires sont transformés en réseaux séparatifs ou les eaux pluviales (celles du premier rinçage, qui sont les plus toxiques) sont acheminées vers des installations ou des étangs de retenue en vue d'un traitement subséquent dans le but d'empêcher les eaux d'égout non traitées de se mêler aux eaux de surface.

Agriculture

- Il faut que les besoins en éléments nutritifs des cultures soient équilibrés par les apports provenant du sol et des engrais. La plupart des provinces ont élaboré des lignes directrices relatives à l'épandage de fumier sur les sols; celles-ci sont habituellement fondées sur les taux d'application d'azote.
- Les stratégies de gestion des éléments nutritifs (p. ex. le transport du fumier excédentaire produit par les éleveurs vers les exploitations de cultures en plein champ) amélioreront la capacité des agriculteurs à gérer plus efficacement les éléments nutritifs et à réduire finalement la surfertilisation.
- Le bétail assimile seulement de 20 % à 40 % de l'azote et du phosphore présents à l'origine dans leurs aliments. De nouvelles technologies sont maintenant mises au point pour ajouter des enzymes ou d'autres suppléments aux régimes du bétail afin d'accroître la rétention des éléments nutritifs par ce dernier.
- Dans les régions d'élevage intensif, le traitement des déjections animales pourrait réduire le risque de contamination de l'eau de surface et de l'eau souterraine par le fumier.

Exploitations aquicoles

- Entre 70 % et 80 % des éléments nutritifs ajoutés dans les exploitations aquicoles se perdent dans l'environnement sous forme de déchets métaboliques, d'excréments et de fragments de nourriture non consommés. La mise au point d'aliments pour animaux mieux équilibrés du point de vue nutritionnel et plus digestes réduira les rejets de déchets provenant de l'alimentation.
- On pourrait réduire les répercussions environnementales associées à la perte des éléments nutritifs dans les exploitations aquicoles en plaçant les cages loin des eaux et des rivages vulnérables, en recueillant et en traitant les eaux usées et en mettant en œuvre de bonnes pratiques de gestion.

Lacunes à combler en matière d'information

Les limites des données restreignent la capacité des scientifiques à évaluer les changements dans les écosystèmes qui sont dus aux quantités excessives d'éléments nutritifs. Ces limites sont : l'insuffisance de données sur la surveillance des émissions et des conditions ambiantes et le manque de connaissances ayant trait aux effets des ajouts d'éléments nutritifs sur l'écosystème et la santé humaine.

Insuffisance de données de surveillance

Lorsqu'on a tenté de définir l'état des écosystèmes canadiens du point de vue des éléments nutritifs, on disposait de moins en moins de données concernant leurs sources et leurs répercussions à mesure que l'on considérait progressivement les lacs et les cours d'eau, les milieux humides, les eaux souterraines, les eaux côtières et finalement les forêts. Parmi les sujets qui nécessitent une attention particulière, mentionnons les suivants :

- Peu de données sont disponibles sur l'azote et le phosphore dans le cas des industries non reliées aux usines de traitement des eaux usées municipales.
- Les données disponibles sur les charges d'azote et de phosphore concernant certaines usines de traitement des eaux usées municipales du Canada ne sont pas uniformes quant aux paramètres mesurés.
- On ne dispose pas d'estimations régionales ou nationales des apports agricoles d'éléments nutritifs dans l'eau de surface et l'eau souterraine, et l'on n'a pas pu en obtenir.
- Des estimations des dépôts atmosphériques d'azote nitrique et d'azote ammoniacal sont disponibles grâce à un réseau de sites de surveillance provinciaux et fédéraux; cependant, on ne possède pas de données similaires sur le phosphore ni d'estimations des rejets provenant de divers secteurs.
- Les programmes de surveillance de l'eau des puits sont répartis de façon irrégulière dans tout le pays.
- À l'heure actuelle, le signalement de mortalités chez le poisson dues à des déversements ou à des rejets accidentels de composés liés aux éléments nutritifs se fait sur une base volontaire.
- On comprend mal les répercussions potentielles du changement climatique sur les charges d'éléments nutritifs de même que les mesures connexes qui permettraient de gérer ces charges.

Effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur les écosystèmes canadiens

- Il est nécessaire d'effectuer d'autres recherches pour comprendre les effets des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes au Canada. Les sujets qui nécessitent une attention particulière sont les suivants :
- Le rôle des éléments nutritifs dans les proliférations d'algues et la production de toxines.
- Le rôle des éléments nutritifs dans les problèmes de goût et d'odeur qui affectent les réserves en eau potable.
- Le transport et le devenir des éléments nutritifs dans divers écosystèmes (milieux humides, eaux côtières, forêts, rivières, lacs) et leurs effets sur le biote.

- Les effets cumulatifs et à long terme exercés sur les milieux aquatiques et terrestres par la combinaison de plusieurs sources d'éléments nutritifs à l'intérieur d'une région.

Que nous réserve l'avenir?

En ce qui concerne les nutriments, la préservation de la qualité de l'environnement atmosphérique, aquatique et édaphique constitue un élément important du développement durable. Néanmoins, des études ont déjà montré qu'une surabondance de composés azotés affecte les écosystèmes de certaines parties du globe. Cet azote, qui provient en partie d'engrais azotés synthétiques, ne peut plus être absorbé par les écosystèmes terrestres et se retrouve dans les cours d'eau, les lacs, l'eau souterraine, les estuaires et les océans.

Le Canada occupe une position qui lui permet de lutter contre la pollution due aux éléments nutritifs avant qu'elle ne devienne incontrôlable. Il existe des solutions scientifiques, et l'on est en train de mettre au point de nouvelles technologies qui peuvent aider à réduire encore davantage les apports d'éléments nutritifs dans l'environnement. La surveillance et la recherche continuent d'être nécessaires afin que les décisions soient fondées sur de bons principes scientifiques et que les progrès scientifiques les meilleurs et les plus avancés continuent d'être intégrés aux solutions pratiques pour faire en sorte que la qualité de l'environnement atmosphérique, aquatique et édaphique du Canada soit maintenue ou améliorée.

1 Introduction

Que sont les éléments nutritifs?

Les éléments nutritifs sont des éléments ou des composés qui sont essentiels à la croissance et à la survie des organismes. La plupart des cellules vivantes ont besoin de grandes quantités de certains éléments nutritifs, tels que l'azote, le phosphore, le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, le potassium et le calcium (macroéléments nutritifs), mais ne nécessitent que de petites quantités d'autres éléments nutritifs, tels que le bore, le manganèse, le cuivre, le zinc et le chlorure (microéléments nutritifs). Les éléments nutritifs circulent selon des voies ou des cycles caractéristiques qui font intervenir des échanges entre les composants organiques et inorganiques de l'environnement de même qu'entre les végétaux et les animaux à chaque maillon de la chaîne alimentaire. Au cours de son cycle, chaque nutriment subit diverses transformations chimiques qui déterminent sa disponibilité pour différents organismes. La disponibilité des éléments nutritifs dans un écosystème influe considérablement sur l'abondance de la vie végétale et animale ainsi que sur le genre et la variété des espèces qui peuplent l'écosystème.

Quelles sont les préoccupations à propos des éléments nutritifs?

L'essor démographique et les activités humaines ont considérablement accru la biodisponibilité de deux éléments nutritifs clés dans l'environnement, soit l'azote et le phosphore. Si une trop grande quantité d'éléments nutritifs est disponible (une condition connue sous le nom d'*eutrophisation*), la croissance des végétaux sera excessive dans les écosystèmes aquatiques. Dans les lacs et les rivières, la croissance accrue des végétaux peut entraîner une réduction de la teneur en oxygène de l'eau, souvent au point où la survie des poissons et des autres espèces est menacée.

Les composés phosphorés sont la principale cause d'eutrophisation dans les écosystèmes d'eau douce, mais on se préoccupe également des concentrations croissantes d'azote, car elles contribuent à l'acidification des lacs et des sols et jouent un rôle prépondérant dans l'eutrophisation des écosystèmes marins. Des concentrations excessives de certains éléments nutritifs azotés, tels que les nitrates et l'ammoniac, peuvent également avoir un effet toxique direct

sur les végétaux et les animaux et stimuler la croissance d'algues toxiques dans les milieux marins. Les mollusques et crustacés qui ingèrent ces algues peuvent accumuler de grandes quantités de toxines dans les tissus qui, bien que peu dommageables pour cette catégorie d'organismes vivants, peuvent empoisonner les humains ou les autres animaux qui s'en nourrissent.

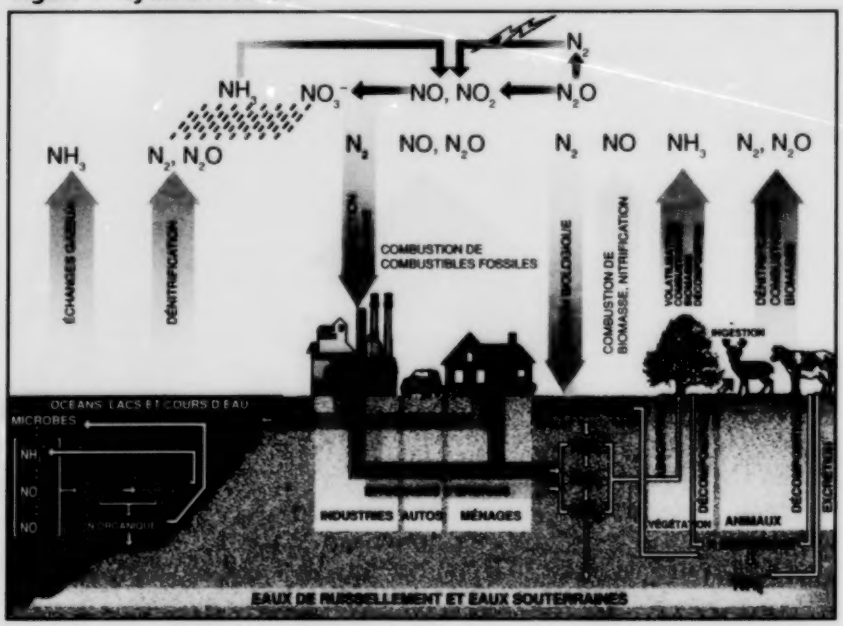
Les éléments nutritifs ont été considérés comme un problème environnemental pour la première fois dans les années 1970 par suite de l'eutrophisation du lac Érié. La mise en œuvre de mesures pour réduire la teneur en phosphates des détergents à lessive et l'amélioration du traitement des eaux d'égout ont contribué à circonscrire le problème. Dans différentes régions du pays, toutefois, les apports d'éléments nutritifs provenant d'autres sources ont augmenté au point où des mesures additionnelles pourraient s'avérer nécessaires pour protéger certains écosystèmes. Des composés azotés contribuent également au smog urbain et au réchauffement planétaire, mais ces problèmes ne sont pas traités dans le présent rapport.

Les cycles de l'azote et du phosphore

Pour comprendre le processus d'accumulation des nutriments azotés et phosphorés dans l'environnement, il faut examiner les cycles naturels de l'azote et du phosphore et déterminer comment ils ont été modifiés par les apports anthropiques.

L'azote présent dans le sol, l'eau et les tissus végétaux et animaux retourne dans l'atmosphère lorsque les nitrates sont transformés en hémioxyde d'azote et en azote gazeux par les microorganismes du sol et de l'eau, un processus connu sous le nom de dénitrification. De l'azote ammoniacal s'évapore également des végétaux, des sols et des déjections animales (comme sous-produit de la décomposition) ou est rejeté dans l'atmosphère lors de la combustion de la biomasse.

Figure 1 : Cycle de l'azote



Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 2.2.

L'azote est présent dans l'atmosphère sous forme d'azote gazeux (N_2), de monoxyde d'azote (NO), d'hémioxyde d'azote (N_2O), de dioxyde d'azote (NO_2) et d'ammoniac (NH_3) (figure 1). En fait, presque 80 % de l'atmosphère est composée d'azote, dont la plus grande partie toutefois est sous forme d'azote gazeux qui ne peut être utilisé directement par la grande majorité des organismes. Avant que l'azote puisse s'intégrer à la chaîne alimentaire, il doit être transformé sous une forme bioréactive. Cette transformation est assurée principalement par des bactéries capables de fixer l'azote et de transformer l'azote gazeux en acides aminés et en protéines. Ces bactéries comprennent les cyanophycées (ou cyanobactéries) que l'on trouve dans l'eau, certaines bactéries du sol ainsi que des bactéries qui vivent dans les nodules radicaux des légumineuses. Lorsque la plante meurt, d'autres bactéries entament un processus par lequel l'azote fixé se transforme en nitrates et en ammonium (NH_4^+), lesquels peuvent être assimilés par d'autres végétaux. Les nitrates se forment également dans l'atmosphère lorsque les décharges orageuses induisent la formation de monoxyde d'azote qui, ensuite, réagit avec l'oxygène pour former du nitrate (NO_3^-). Comme l'ammonium, le nitrate se dépose finalement sur la Terre via la pluie et la neige ou, encore, sous forme de fines particules.

L'urbanisation, l'industrialisation et l'agriculture intensive ont modifié certaines parties du cycle de l'azote naturel. Elles ont notamment donné lieu à une forte augmentation de la production d'azote bioréactif, principalement par l'entremise de :

- la combustion du carburant, qui rejette du monoxyde d'azote dans l'atmosphère;
- l'utilisation d'engrais azotés, qui contiennent de l'ammoniac issu de l'azote gazeux;
- les cultures de légumineuses ou autres, qui augmentent la fixation biologique de l'azote au-delà des taux naturels.

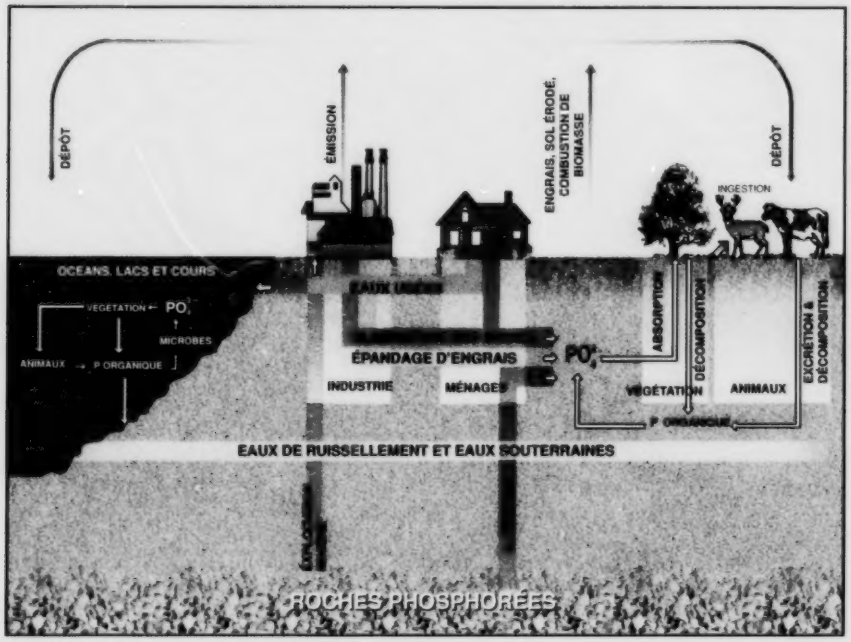
En raison de ces activités, le taux global de fixation de l'azote a plus que doublé depuis l'ère préindustrielle (Galloway *et al.*, 1995; Vitousek *et al.*, 1997a).

L'importance des différents composants de la voie sol-plantes du cycle de l'azote a également changé depuis l'ère préindustrielle. Avant l'industrialisation, la décomposition des matières organiques du sol par les microorganismes produisait la plupart de l'azote nécessaire à la croissance des végétaux. À l'heure actuelle, toutefois, les engrais représentent une source d'azote majeure pour les cultures et, dans certains cas, pour les forêts aménagées. L'assèchement des milieux humides et l'oxydation résultante de leurs sols organiques ont également libéré des réserves biologiques d'azote qui étaient accumulées depuis des années. Les rejets d'eaux usées urbaines et industrielles et les eaux de ruissellement provenant des villes, des exploitations agricoles et des forêts ont également redistribué l'azote entre les milieux terrestres et aquatiques et entre les écosystèmes. La croissance de la plus grande partie de la végétation terrestre étant limitée par un déficit en azote, l'augmentation de la disponibilité de l'azote, ainsi que sa redistribution, ont probablement favorisé la croissance des végétaux et, ainsi, la quantité de carbone organique accumulée dans les écosystèmes terrestres (Vitousek *et al.*, 1997a).

Le phosphore n'existe dans la nature que sous forme de composés et non sous forme élémentaire. Le plus grand réservoir de phosphore est constitué par les roches phosphatées telles que l'apatite. Le phosphore atmosphérique provient de l'érosion des sols et des roches, de la dérive des engrais et des émissions industrielles. Le phosphore n'existe que sous une seule forme réactive dans l'environnement, soit l'orthophosphate (PO_4^{3-}).

Avant l'urbanisation, l'industrialisation et l'agriculture intensive, le phosphore ne se déposait dans les sols que par érosion des roches (figure 2). Il est prélevé du sol, principalement sous forme de composés d'orthophosphate, par les racines ou d'autres cellules des végétaux et migre dans la chaîne alimentaire des herbivores jusqu'aux carnivores. Lorsque les animaux excrètent le phosphore en excès sous forme de sels de phosphore dans leur urine, le phosphore est soit absorbé directement par des organismes, soit transformé en orthophosphate par des bactéries capables de phosphatisation (Ricklefs, 1990). La décomposition des matières organiques retourne également le phosphore dans le sol. Le phosphate est extrêmement réactif et se lie au fer, au calcium et à bien d'autres éléments pour former des composés relativement insolubles. Cette liaison entraîne le retrait du phosphate des écosystèmes terrestres et aquatiques et son accumulation.

Figure 2 : Cycle du phosphore



Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 2.3.

À l'heure actuelle, toutefois, l'utilisation d'engrais produits à partir des roches renfermant du phosphore a modifié le cycle naturel de l'apport de phosphore dans les sols. Ces engrais sont utilisés en des lieux où le sol est naturellement pauvre en phosphore et à des taux qui excèdent, de loin, l'altération naturelle. Le phosphore s'accumule également dans l'eau par suite du rejet d'eaux usées urbaines et industrielles, dans l'air, sous l'effet des émissions des cheminées industrielles et dans les sols, à cause des sites d'enfouissement et de l'utilisation des boues d'épuration comme amendement du sol. Les eaux de ruissellement provenant des villes, des exploitations agricoles et des forêts aménagées sont également une source majeure de phosphore pour les végétaux. La quantité de phosphore bioréactif augmente en conséquence, et les répercussions de ce phénomène sont particulièrement importantes pour les écosystèmes d'eau douce car la croissance des plantes y est souvent limitée par la disponibilité du phosphore.

2 Effets d'enrichissement résultant de l'apport d'éléments nutritifs

L'apport d'éléments nutritifs favorise la croissance des végétaux dans tous les écosystèmes, à l'exception de quelques-uns qui sont déjà riches en éléments nutritifs. Dans les écosystèmes aquatiques, la disponibilité accrue des éléments nutritifs dans des systèmes naturellement peu fertiles stimule la production végétale et peut conduire à l'eutrophisation. La disponibilité du phosphore est le facteur qui, d'ordinaire, limite la production végétale en eau douce, tandis que celle de l'azote est généralement le facteur déterminant en milieu marin (Howarth, 1988; Vollenweider, 1992). Sur la plus grande partie de la surface de la Terre, notamment dans les régions tempérées et boréales, la croissance des plantes terrestres est également limitée par la disponibilité de l'azote (Vitousek et Howarth, 1991).

Le présent chapitre traite des processus par lesquels les apports d'éléments nutritifs affectent les écosystèmes ainsi que des conséquences qui en résultent. On trouvera au tableau 1 un résumé des effets associés à la présence d'éléments nutritifs en quantités excessives sur les écosystèmes aquatiques.

Lacs

Les éléments nutritifs favorisent la croissance du phytoplancton, qui est principalement constitué d'algues microscopiques dont se nourrit le zooplancton qui, à son tour, alimente les poissons et les autres organismes occupant une position plus élevée dans le réseau trophique. Dans les lacs, la croissance des algues est souvent limitée par la quantité de phosphore disponible dans l'eau. L'abondance relative des algues est un bon indicateur de la teneur en éléments nutritifs ou de l'état trophique d'un lac. Les lacs *oligotrophes* présentent de très faibles concentrations d'éléments nutritifs; les algues y sont donc peu abondantes et l'eau est claire. Les lacs modérément productifs sont dits *mésotrophes*, tandis que les lacs *eutrophes* sont très riches en éléments nutritifs et sont caractérisés par une eau verte et par la présence d'algues durant la plus grande partie de l'été. Lorsque les concentrations d'éléments nutritifs sont très élevées, les algues peuvent devenir si abondantes que la lumière devient un facteur limitant pour la poursuite de leur prolifération. Les lacs qui présentent des concentrations d'éléments nutritifs extrêmement élevées et une prolifération algale très importante sont dits *hypereutrophes*.

Tableau 1 : Résumé des effets associés à la présence d'éléments nutritifs en quantités excessives sur les écosystèmes aquatiques

Type d'écosystème	Effets possible de l'enrichissement			
	Qualité et caractéristiques de l'eau	Végétaux	Animaux	Santé des humains et économie
Lacs				
enrichissement modéré		• accroissement du phytoplancton et des végétaux aquatiques enracinés • changements dans la composition des espèces végétales aquatiques	• accroissement de l'abondance et changements de la composition des espèces animales aquatiques (invertébrés et poissons)	
enrichissement excessif	• prolifération d'algues nuisibles (p. ex. *Cladophora*) • dégradation visible de la qualité de l'eau (turbidité accrue, coloration verte) • épuisement de l'oxygène par la matière organique en décomposition dans les eaux d'égout, les rejets industriels, aquicoles et agricoles; dans les eaux de fond par les algues en décomposition		• fonds lacustres étouffés résultant en une diminution de la diversité des organismes benthiques • réduction de la survie des œufs de poisson en raison de l'appauvrissement en oxygène	• détérioration des rives et réduction des usages récréatifs en raison de la présence d'algues nuisibles • accroissement des coûts pour la filtration de l'eau potable et les problèmes d'odeur et de goût • empoisonnement du bétail et des humains par les toxines produites par les cyanophycées • diminution des qualités esthétiques et des usages récréatifs • coûts de nettoyage et de restauration des eaux surfertilisées (matériel de récolte des plantes aquatiques, ouvrages de détournement des effluents, déphosphoration des eaux, dragage, etc.) — s'applique à tous les types d'écosystèmes aquatiques • pertes économiques dues aux mortalités de poissons et à la hausse des importations de poisson — s'applique à tous les types d'écosystèmes aquatiques

(suivre sur la page suivante)

Tableau 1 : Résumé des effets associés à la présence d'éléments nutritifs en quantités excessives sur les écosystèmes aquatiques

Type d'écosystème	Effets possible de l'enrichissement			
	Qualité et caractéristiques de l'eau	Végétaux	Animaux	Santé des humains et économie
Rivières et cours d'eau enrichissement modéré enrichissement excessif	• transport d'éléments nutritifs vers l'aval • désoxygénation de l'eau	• accroissement de la biomasse du périphyton et des végétaux aquatiques enracinés • réduction de la productivité du périphyton	• hausse de la productivité des niveaux trophiques supérieurs (insectes, poissons, etc.) • réduction de la productivité des invertébrés benthiques et des poissons et pertes d'espèces	• diminution des qualités esthétiques et des usages récréatifs • nuisance à la navigation de plaisance (causée par les végétaux aquatiques enracinés) • obturation des prises d'eau par les végétaux aquatiques enracinés
Milieux humides Milieux humides en eau douce	• modification du bilan hydrique due à l'accroissement de l'évapotranspiration	• augmentation de la biomasse émergente • diminution de la diversité végétale en raison de la compétition pour la lumière (tiges) et l'espace (racines) • diminution du nombre d'espèces rares • invasion de végétaux exotiques agressifs et nitrophiles hautement tolérants (salicaire, jacinthe d'eau, salvinia, etc.) ou dominance des quenouilles et des roseaux communs • succession dans le milieu humide altérée par les changements de la biomasse végétale et la composition des espèces • *tourbières hautes* : diminution de l'abondance de *Sphagnum* et remplacement par des mousses plus nitrophiles • *tourbières basses* : augmentation des graminoïdes hautes (graminées et cypéracées) et diminution des espèces végétales dominées qui sont moins capables de concurrencer pour la lumière • *marais* : augmentation du phytoplancton et de la végétation émergente	• toxicité des nitrates et des nitrites pour les amphibiens (grenouilles, crapauds, salamandres) • changements dans la composition des espèces d'invertébrés • changements dans la nourriture de la sauvagine (quantité et qualité)	

(suivre sur la page suivante)

Tableau 1: Résumé des effets associés à la présence d'éléments nutritifs en quantités excessives sur les écosystèmes aquatiques

Type d'écosystème	Effets possible de l'enrichissement			
	Qualité et caractéristiques de l'eau	Végétaux	Animaux	Santé des humains et économie
Milieux humides en eau salée (marais salés)		• eaux saturées de phytoplancton, ce qui empêche la lumière de parvenir aux végétaux submergés	• grandes quantités d'éléments nutritifs rejetés par les marais salés dans les estuaires adjacents, stimulant ainsi les réseaux trophiques des eaux côtières	
Eaux côtières	• accroissement de l'activité microbienne en raison de la sédimentation de la matière organique; provoque une demande en oxygène supérieure à la production d'oxygène et entraîne une anoxie dans les eaux profondes • une eutrophisation excessive crée un créneau occupé par les dinoflagellés et les diatomées qui produisent des substances chimiques	• augmentation du phytoplancton et des macroalgues à croissance rapide et diminution de la lumière pour les zostères marines, ce qui diminue leur capacité photosynthétique • l'anoxie des sédiments affecte la capacité des zostères marines de prélever de l'oxygène et accélère leur disparition • accroissement de la turbidité dû à l'instabilité des sédiments, ce qui favorise davantage le phytoplancton motile qui peut gagner la surface pour profiter de la lumière • l'anoxie favorise également la libération d'éléments nutritifs par les sédiments (charge interne d'éléments nutritifs), ce qui favorise le phytoplancton	• perte d'habitats pour de nombreux poissons et organismes benthiques • les algues marines sont considérées comme responsables des mortalités massives de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins	• l'eutrophisation des milieux humides côtiers réduit ou altère les habitats de fraye d'espèces de poissons d'importance commerciale • les algues marines sont responsables d'au moins quatre maladies chez les humains consommateurs de mollusques • d'importantes répercussions économiques touchent les collectivités côtières en raison de la fermeture de zones coquillières • une anoxie accrue dans les eaux profondes réduit les chances de survie des œufs de poisson et diminue la superficie d'habitats de fraye
Eaux souterraines	• effets indirects : l'eau souterraine est en contact avec les lacs, les rivières et les cours d'eau, les milieux humides et les eaux côtières; elle représente donc une source d'éléments nutritifs			• contamination de l'eau potable par les nitrates, l'ammoniac et d'autres éléments nutritifs • mort du bétail due à la contamination par les nitrates présents dans l'eau d'irrigation

La capacité d'absorption des éléments nutritifs par les lacs est limitée. Lorsque cette capacité est dépassée, les concentrations d'éléments nutritifs augmentent, et des conditions d'eutrophisation peuvent apparaître, accompagnées d'effets tels que la prolifération nuisible des algues. Les problèmes associés aux éléments nutritifs peuvent notamment survenir dans les lacs lorsque des éléments nutritifs sont déchargés près des rives, aux points de rejet des eaux usées urbaines et à l'embouchure des rivières, là où la dilution résultant des mouvements et du mélange de l'eau est minime. Les effluents peuvent contenir de 10 à 100 fois la concentration en phosphore désirée dans l'eau ambiante, c'est pourquoi la dilution est essentielle pour réduire les effets de la pollution.

Bien que les algues soient le maillon initial dont dépend le reste de la chaîne alimentaire, leur prolifération excessive tend à réduire la diversité des populations dans un lac et à affaiblir son réseau trophique. La survie d'espèces telles que la truite et l'achigan devient plus précaire, et des espèces de poissons dites communes, telles que la carpe, peuvent commencer à dominer la communauté.

Un certain nombre de raisons expliquent pourquoi une explosion de la prolifération algale peut nuire à de nombreuses espèces. Cependant, la plus importante d'entre elles est la diminution de la disponibilité de l'oxygène dans le lac et l'accumulation de débris organiques. La population de plancton croît et décroît de façon spectaculaire. Lorsque les populations meurent, leur décomposition entraîne l'utilisation de grandes quantités d'oxygène dissous dans l'eau, ce qui occasionne un stress chez les poissons et les invertébrés. De grandes quantités de végétaux peuvent également affecter la disponibilité quotidienne de l'oxygène. Les plantes aquatiques produisent de l'oxygène durant le jour par la photosynthèse. La nuit, toutefois, lorsque la photosynthèse est interrompue, elles consomment de l'oxygène; c'est pourquoi la teneur en oxygène dissous devient très faible lorsque les plantes sont abondantes. En outre, la surabondance de matières organiques résultant de la présence excessive d'algues peut ameublir le fond du lac et réduire la diversité des organismes qui y vivent. Les matières organiques s'accumulent également dans les fissures des roches, où leur dégradation peut nécessiter suffisamment d'oxygène pour nuire à la survie des œufs de poissons. Lorsque des matières organiques s'accumulent dans les sédiments, la prolifération nuisible de plantes aquatiques est plus fréquente.

La désoxygénation affecte davantage les eaux froides du fond des lacs eutrophes. Au début de l'été, les rayons du soleil réchauffent la surface de l'eau des lacs sous les climats tempérés, ce qui entraîne la formation de couches d'eau chaude et d'eau froide. Les rayons du soleil étant rapidement absorbés dans la portion supérieure du lac, les eaux du fond demeurent froides. Cette couche froide, l'*hypolimnion*, est plus dense que la couche d'eau chaude sus-jacente et ne se mêle donc pas aisément avec cette dernière. En conséquence, lorsque l'oxygène est consommé dans l'hypolimnion, il ne peut être remplacé par diffusion à partir des eaux plus chaudes situées au-dessus. Lorsque les bactéries se nourrissent des matières organiques abondantes qui se déposent au fond des lacs eutrophes, elles peuvent épuiser rapidement les rares réserves d'oxygène qui se trouvent dans l'hypolimnion.

Si la concentration d'oxygène dans l'hypolimnion d'un lac devient trop faible, des organismes peuvent mourir ou être contraints de migrer. Dans des conditions moins graves, la persistance de faibles concentrations d'oxygène peut entraîner le remplacement des espèces d'eaux froides qui ont besoin de concentrations élevées d'oxygène dissous (p. ex. la truite et le chabot du Nord) par des espèces d'eaux tempérées (p. ex. le doré jaune, le brochet et l'achigan à petite bouche) qui ont moins besoin d'oxygène.

Un manque d'oxygène partiel ou total dans l'hypolimnion peut contribuer à l'accroissement de la teneur en éléments nutritifs d'un lac par la libération de phosphore contenu dans les sédiments du fond. Le phosphore se diffuse ensuite vers les eaux de surface et stimule encore davantage la production d'algues. Dans les lacs peu profonds, des décennies de pollution peuvent entraîner la libération de phosphore par les sédiments, même dans des conditions d'oxygénation satisfaisante. La libération de phosphore par les sédiments peut ralentir la restauration d'un lac après que les charges d'éléments nutritifs de source extérieure ont été réduites.

Cours d'eau

L'apport d'éléments nutritifs peut avoir des conséquences fort variées selon que les eaux sont courantes ou dormantes; cette situation est due principalement aux différences qui caractérisent la circulation des éléments nutritifs et les espèces qui peuplent ces eaux (Welch, 1992). Par exemple, l'écoulement vers l'aval est un facteur prépondérant dans le transfert des éléments nutritifs dans les cours d'eau, tandis que dans les lacs, les échanges les plus importants se produisent entre les sédiments et les eaux profondes, et entre les eaux profondes et les eaux de surface. En outre, dans les petits cours d'eau, les principaux organismes qui absorbent les éléments nutritifs au bas de la chaîne alimentaire sont les algues fixées à la surface des roches (*périphyton*) alors que, dans les grands cours d'eau, il s'agit du phytoplancton, comme dans les lacs.

Les effets des apports d'éléments nutritifs dans les cours d'eau dépendent d'un certain nombre de facteurs. Dans les cours d'eau où la croissance des végétaux est limitée par la rareté des éléments nutritifs, le phosphore et l'azote ne seront transportés que sur une courte distance avant d'être absorbés par les plantes. Dans les cours d'eau où d'autres facteurs que les éléments nutritifs déterminent l'abondance des végétaux, l'azote et le phosphore seront entraînés vers l'aval, et les pertes ne seront que minimes. Comme dans les lacs, de grandes quantités d'éléments nutritifs peuvent provoquer la désoxygénation de l'eau avec le temps. Lorsque ce phénomène survient, le cours d'eau devient moins productif à tous les maillons de la chaîne alimentaire, et on assiste à la disparition de certaines espèces. Cependant, des apports minimes ou modérés d'éléments nutritifs peuvent accroître la productivité des cours d'eau pauvres en éléments nutritifs, et on n'enregistre alors aucune réduction de la biodiversité. Par exemple, l'apport d'engrais dans la rivière Keogh, en Colombie-Britannique, a entraîné une augmentation par un facteur de 5 à 10 de la biomasse de périphyton, et le poids des alevins de salmonidés s'est accru d'un facteur de 1,4 à 2 (Johnston *et al.*, 1990).

Outre les quantités d'éléments nutritifs ajoutées, la durée des épisodes de charges nutritives est également importante. L'ajout d'éléments nutritifs sur de brèves périodes (p. ex. lors d'un déversement d'eaux usées) et leur dilution à des concentrations non toxiques n'ont souvent que peu d'effets sur un écosystème. Par contre, les épisodes d'apport s'échelonnant sur de longues périodes (p. ex. un rejet d'effluents continu durant des mois ou des années) peuvent entraîner une dégradation de l'habitat et des modifications de l'abondance et de la composition des végétaux et des animaux aquatiques.

Étant donné que les apports d'éléments nutritifs stimulent la croissance des végétaux dans les cours d'eau, leur élimination ou leur réduction devraient améliorer la qualité de l'eau dans les rivières fortement polluées. Ainsi, en 1972, l'ouverture d'une usine de pâte kraft blanchie à Kamloops, en Colombie-Britannique, a été associée à une accumulation importante de périphyton dans la rivière

Thompson. Entre 1973 et 1989, à la suite de changements dans le fonctionnement du système de traitement des eaux d'égout municipales de Kamloops et du système de traitement des eaux usées de l'usine, on a enregistré une réduction d'environ 35 % des apports totaux de phosphore. Cette diminution a coïncidé avec un déclin de 60 % de la biomasse du périphyton (Bothwell *et al.*, 1992). De façon similaire, l'optimisation de l'usine de traitement des eaux usées municipales de Calgary a donné lieu à une réduction des apports de phosphore total, d'ammoniac ainsi que de nitrates et de nitrite de 80 %, 53 % et 50 % respectivement dans la rivière Bow entre 1982 et 1988. Cette réduction a coïncidé avec une forte diminution de la biomasse de plantes aquatiques (A. Sosiak, Alberta Environmental Protection, Calgary, données non publiées).

Milieux humides

Les apports d'éléments nutritifs dans les milieux humides ont généralement deux conséquences : une augmentation de la biomasse émergente (Wisheu *et al.*, 1991) et une réduction de la diversité des végétaux (Wilson et Keddy, 1988). De plus, avec l'augmentation de la disponibilité des éléments nutritifs, le nombre de plantes rares diminue dans les milieux humides (Moore *et al.*, 1989). Les dénombrements de végétaux et les expériences de fertilisation contrôlée en laboratoire ont montré qu'une augmentation de la disponibilité de l'azote et du phosphore entraîne tout d'abord un accroissement du nombre d'espèces et une hausse de la production de la biomasse. Après un certain seuil, toutefois, le nombre d'espèces diminue en raison de la compétition pour la lumière et pour l'espace (Al-Mufti *et al.*, 1977), et seulement quelques espèces dominantes survivent. L'apport d'azote peut favoriser l'implantation de végétaux exotiques agressifs et nitrophiles (p. ex. salicaire, jacinthe d'eau et salvinia) ou la dominance d'une monoculture de massettes ou de roseaux communs (Mitsch et Gosselink, 1993).

Les milieux humides d'eau douce et d'eau salée diffèrent par leur composition chimique, leur végétation et l'approvisionnement en eau. Nous examinerons donc séparément les effets de l'apport d'éléments nutritifs sur ces milieux.

Les tourbières ombrotrophes sont généralement des milieux humides acides qui tirent leurs éléments nutritifs de l'atmosphère. Elles sont donc particulièrement sensibles aux apports d'azote atmosphérique (Urban et Eisenreich, 1988). Il n'existe aucun rapport sur les effets de l'eutrophisation des tourbières hautes par l'azote au Canada. Toutefois, des études réalisées en Écosse, aux Pays-Bas et au Danemark ont montré que la végétation dominante, constituée de variétés de *Sphagnum* et d'autres espèces de plantes qui prolifèrent en présence de faibles concentrations d'azote, peut décliner et être remplacée par des végétaux nitrophiles (Lee *et al.*, 1989; Greven, 1992; Aaby, 1994). Les espèces nitrophiles, telles que la linaigrette du Canada, peuvent également contribuer au déclin de la végétation indigène en affichant une compétition plus forte pour la lumière et pour d'autres ressources (voir le rapport de 1997 de l'Organisation mondiale de la santé).

Contrairement aux tourbières ombrotrophes, les tourbières minérotrophes sont généralement alcalines ou légèrement acides (Groupe de travail national sur les terres humides, 1988). Les études réalisées aux Pays-Bas sur des tourbières basses mésotrophes ont révélé une hausse de la diversité des plantes graminoïdes hautes (p. ex. les graminées ou les cypéracées) et un déclin des végétaux de plus petite taille après un apport d'azote (Verhoeven et Schmitz, 1991; Koerselman et Verhoeven, 1992).

Les marais, qu'ils soient d'eau douce ou d'eau salée, retiennent les polluants présents dans l'eau. C'est pour cette raison qu'on a parfois imaginé de les utiliser pour le traitement secondaire des eaux usées urbaines et industrielles. Toutefois, les grandes quantités de matières organiques que contiennent ces eaux résiduaires peuvent provoquer une baisse des concentrations d'oxygène dissous dans les eaux palustres. Les éléments nutritifs présents dans les eaux usées urbaines peuvent également conduire à la suffocation du marais par le phytoplancton, ce qui empêche la lumière d'atteindre la végétation des couches plus profondes (MacKinnon et Scott, 1984). Les marais peuvent néanmoins être utilisés pour éliminer les éléments nutritifs lors du traitement tertiaire des eaux usées (MacKinnon et Scott, 1984; Kadlec et Knight, 1996) et pour le traitement des eaux pluviales. Cependant, lorsque les apports d'éléments nutritifs sont trop importants ou, encore, lorsque le pouvoir filtrant des marais est épuisé, ces derniers commencent à dépérir.

Eaux côtières

Les eaux côtières, y compris les fjords, les estuaires, les lagunes et les plateaux continentaux, ne représentent que 1 à 2 % de l'ensemble des eaux océaniques. Elles sont cependant responsables de 20 % de la production primaire mondiale, c'est-à-dire de la production des végétaux (Duarte, 1995). Comme on le mentionnait précédemment, la disponibilité de l'azote est généralement le facteur déterminant dans les eaux océaniques. Depuis le début des années 1980, on reconnaît de plus en plus que l'eutrophisation des eaux côtières résultant des activités humaines est un problème mondial (Programme des Nations Unies pour l'environnement, 1995; Paerl, 1997). La majeure partie de l'azote introduit dans les eaux côtières provient de sources diffuses telles que l'agriculture (Conseil national de recherches, 1993). Pour l'ensemble de la côte de l'Atlantique Nord, les apports d'azote provenant de sources diffuses sont près de neuf fois supérieurs à ceux provenant des usines de traitement des eaux usées (Howarth *et al.*, 1996). Les apports de phosphore de sources diffuses sont également importants, bien que les apports de sources ponctuelles, telles que les usines de traitement des eaux usées, contribuent de façon marquée à l'eutrophisation de nombreux milieux (Carpenter *et al.*, 1998). À une échelle plus locale, l'essor de l'aquiculture a soulevé des préoccupations quant à sa contribution à l'eutrophisation, notamment dans les zones situées immédiatement sous les cages (voir le paragraphe consacré à l'aquiculture dans la section *Sources d'éléments nutritifs*).

La nature et l'ampleur de l'eutrophisation dans les eaux côtières sont fortement tributaires des échanges hydriques avec la pleine mer. Ces échanges se produisent sous l'effet des marées et des courants qui mélangent les eaux de pleine mer pauvres en éléments nutritifs avec les eaux côtières plus riches, ce qui entraîne une dilution des concentrations d'éléments nutritifs dans ces dernières. Dans les zones où la lumière est abondante et où la disponibilité des éléments nutritifs limite la production des végétaux aquatiques, le processus d'eutrophisation donne lieu au remplacement des zostères à croissance lente et des macroalgues par d'autres espèces de macroalgues à croissance rapide et par du phytoplancton. Ces dernières espèces étant situées à la surface de l'eau, elles diminuent la quantité de lumière solaire qui parvient aux zostères.

La survie des zostères est également menacée par l'accumulation, au fond de l'océan, de matières organiques provenant de la décomposition du phytoplancton. En effet, ces matières servent de nourriture à des microorganismes qui appauvrissent les sédiments en oxygène. Sans oxygène, les

zostères ont de la difficulté à fixer l'azote et dépérissent. Leur disparition compromet la stabilité des sédiments et la turbidité de l'eau augmente. Cette situation favorise la survie et la reproduction du phytoplancton motile, lequel peut se déplacer vers la surface pour profiter au maximum de la lumière (Duarte, 1995). Ce changement dans la structure de la communauté végétale marine se présente donc comme une cascade auto-accélérée causée par les effets directs et indirects de l'augmentation des apports d'éléments nutritifs et de la diminution de l'exposition des plantes benthiques à la lumière. L'environnement, auparavant limité par la disponibilité des éléments nutritifs, est désormais limité par la disponibilité de la lumière.

La disparition des zostères dans les zones côtières signifie une perte d'habitat pour de nombreux poissons et organismes benthiques. Dans les eaux profondes, le manque d'oxygène réduit également la survie des œufs de poissons et la portion de l'habitat disponible pour la reproduction. Cette perte d'habitat modifie profondément la communauté de poissons qui, à l'origine dominée par des espèces de poissons de fond de plus grande taille, devient principalement composée d'espèces de poissons plus petites caractéristiques des eaux libres (Kerr et Ryder, 1992).

Forêts

L'azote est considéré comme le nutriment qui, le plus souvent, limite la production primaire nette dans les forêts, notamment celles qui sont situées dans les régions tempérées et boréales (Vitousek et Howarth, 1991). Des études sur la fertilisation ont en effet confirmé que l'azote est le principal élément qui limite la croissance des arbres dans la plupart des forêts canadiennes (Weetman *et al.*, 1987). L'activité humaine a donné lieu à une hausse marquée des émissions d'azote dans l'atmosphère qui, à leur tour, ont provoqué une augmentation des dépôts d'azote disponibles pour les organismes sur la surface de la Terre. Une grande partie de cet azote supplémentaire est retenue dans les forêts et stimule la production organique (voir Vitousek *et al.*, 1997a). Au Canada, les dépôts atmosphériques d'azote sous forme d'ammonium et de nitrates ont augmenté de façon constante depuis les années 1900. On estime que, dans les années 1990, ces dépôts apportaient, en moyenne, 2,5 kilos d'azote par hectare par année aux forêts (Chambers *et al.*, 2001). Ce chiffre est cinq fois supérieur aux 0,5 kilo que l'on enregistrait à l'ère préindustrielle.

L'azote en excès peut être transformé en nitrates, lesquels peuvent ensuite être lessivés dans l'eau de surface ou l'eau souterraine. On a constaté que le lessivage des nitrates entraîne des modifications dans la chimie du sol, notamment une perte de cations chez certains éléments nutritifs tels que le calcium et le magnésium, une hausse de l'acidité du sol et une augmentation résultante de la disponibilité de l'aluminium. Le lessivage des nitrates et la perte de cations qui en résulte peuvent, à leur tour, causer des déséquilibres chez les arbres, notamment une modification des ratios calcium/aluminium et des ratios magnésium/azote. Ces déséquilibres ont été associés à une diminution de la photosynthèse nette et de la croissance des arbres et à la mortalité des arbres (Cronan et Grigal, 1995). Ils peuvent également accroître la probabilité de dommages causés par les conditions météorologiques extrêmes, notamment les températures élevées à la fin de l'hiver, les gelées importantes au début du printemps et les périodes de sécheresse prolongées.

Effets socioéconomiques

La croissance des algues et les autres effets de l'eutrophisation peuvent également avoir diverses

répercussions sur les usages récréatifs, municipaux et industriels de l'eau. Les qualités esthétiques de l'eau peuvent être altérées par la turbidité, la décoloration, la formation de mousse et l'émanation d'odeurs, tandis que de longs rubans d'algues nuisibles, telles que Cladophora, peuvent restreindre la baignade, s'emmêler dans les engins de pêche, endommager les moteurs de bateaux et nuire à la navigation. Dans certains cas, les municipalités et les industries peuvent s'attendre à assumer des coûts supplémentaires pour nettoyer les prises d'eau; les collectivités peuvent devoir débourser des sommes additionnelles pour filtrer l'eau potable et atténuer les problèmes de goût et d'odeur (Anderson et Quartermaine, 1998).

Aperçu régional de l'enrichissement au Canada

Un examen de la qualité de l'eau dans les lacs, les rivières et les eaux côtières du Canada indique que les problèmes d'eutrophisation les plus graves touchent le sud des Prairies et le sud de l'Ontario et du Québec (figure 3).

Figure 3 : Sites connus d'enrichissement par les éléments nutritifs au Canada, en 1998

Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 4.10.

Nota – Dans une certaine mesure, les sites canadiens qui présentent des quantités excessives d'éléments nutritifs sont également ceux qui font l'objet d'une plus grande surveillance.

Dans le sud des Prairies, l'eutrophisation constitue habituellement le principal problème de qualité de l'eau (Gouvernement du Canada, 1996; Hall *et al.*, 1999) (encadré 1). Les concentrations d'azote et de phosphore dans de nombreux bassins hydrographiques ont tendance à être naturellement élevées, et l'agriculture est pratiquée de façon intensive. En conséquence, les cours d'eau qui prennent leur source dans les Prairies reçoivent souvent des apports importants d'éléments nutritifs, tant d'origine naturelle qu'humaine. En outre, des concentrations excessives d'éléments nutritifs s'accumulent facilement dans les lacs du sud des Prairies, car ces derniers sont généralement peu étendus et peu profonds, et la plupart des petits plans d'eau s'assèchent périodiquement. Les grands cours d'eau qui prennent naissance dans les montagnes, comme les rivières Saskatchewan Nord et Saskatchewan Sud ainsi que la rivière Bow, affichent généralement une qualité de l'eau bien meilleure en amont de villes telles qu'Edmonton, Calgary et Saskatoon qu'en aval de ces dernières et d'autres zones urbaines, ainsi que dans les zones d'agriculture intensive où la qualité de l'eau se détériore, comme c'est le cas de la rivière Oldman, en Alberta (Gouvernement du Canada, 1996).

Encadré 1 : Eutrophisation du bassin hydrographique et des lacs de la vallée Qu'Appelle, en Saskatchewan

La rivière Qu'Appelle, située dans le centre-sud de la Saskatchewan, s'étend sur plus de 400 kilomètres depuis son cours supérieur, près du lac Diefenbaker, dans l'ouest de la Saskatchewan, jusqu'à sa confluence avec la rivière Assiniboine, dans l'ouest du Manitoba (figure 4). Cette rivière, ainsi que ses affluents, alimente en eau près du tiers de la population de la Saskatchewan, incluant celle des villes de Regina et de Moose Jaw. Les terres arables et les pâturages représentent plus de 95 % des terres du bassin hydrographique de 52 000 kilomètres carrés (Hall *et al.*, 1999). Huit lacs, dont deux réservoirs d'amont (le lac Diefenbaker et le lac Buffalo Pound), sont utilisés pour la pêche commerciale et récréative, les loisirs, l'irrigation, l'abreuvement du bétail, l'approvisionnement en eau potable et l'élimination des eaux d'égout, en plus de servir à la lutte contre les inondations et de constituer un habitat pour la sauvagine.

Figure 4 : Bassin hydrographique et lacs de la vallée Qu'Appelle

Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 4.4.

Les lacs naturels de la vallée Qu'Appelle ont une profondeur de moins de 35 mètres. Hypereutrophes, ils sont caractérisés par d'importantes proliférations de cyanophycées durant tout l'été (Hall *et al.*, 1999). Actuellement, la qualité de l'eau y est pire qu'elle ne l'était avant l'arrivée des Européens et le développement agricole intensif de la région (Hall *et al.*, 1999). La croissance excessive des algues et des végétaux dans les lacs de la vallée Qu'Appelle a été attribuée à des concentrations élevées d'éléments nutritifs aux points de rejet des eaux usées municipales et dans les eaux de ruissellement agricole.

(suivre sur la page suivante)

Dans le sud des Prairies, l'eutrophisation constitue habituellement le principal problème de qualité de l'eau (Gouvernement du Canada, 1996; Hall *et al.*, 1999) (encadré 1). Les concentrations d'azote et de phosphore dans de nombreux bassins hydrographiques ont tendance à être naturellement élevées, et l'agriculture est pratiquée de façon intensive. En conséquence, les cours d'eau qui prennent leur source dans les Prairies reçoivent souvent des apports importants d'éléments nutritifs, tant d'origine naturelle qu'humaine. En outre, des concentrations excessives d'éléments nutritifs s'accumulent facilement dans les lacs du sud des Prairies, car ces derniers sont généralement peu étendus et peu profonds, et la plupart des petits plans d'eau s'assèchent périodiquement. Les grands cours d'eau qui prennent naissance dans les montagnes, comme les rivières Saskatchewan Nord et Saskatchewan Sud ainsi que la rivière Bow, affichent généralement une qualité de l'eau bien meilleure en amont de villes telles qu'Edmonton, Calgary et Saskatoon qu'en aval de ces dernières et d'autres zones urbaines, ainsi que dans les zones d'agriculture intensive où la qualité de l'eau se détériore, comme c'est le cas de la rivière Oldman, en Alberta (Gouvernement du Canada, 1996).

Encadré 1 : Eutrophisation du bassin hydrographique et des lacs de la vallée Qu'Appelle, en Saskatchewan

La rivière Qu'Appelle, située dans le centre-sud de la Saskatchewan, s'étend sur plus de 400 kilomètres depuis son cours supérieur, près du lac Diefenbaker, dans l'ouest de la Saskatchewan, jusqu'à sa confluence avec la rivière Assiniboine, dans l'ouest du Manitoba (figure 4). Cette rivière, ainsi que ses affluents, alimente en eau près du tiers de la population de la Saskatchewan, incluant celle des villes de Regina et de Moose Jaw. Les terres arables et les pâturages représentent plus de 95 % des terres du bassin hydrographique de 52 000 kilomètres carrés (Hall *et al.*, 1999). Huit lacs, dont deux réservoirs d'amont (le lac Diefenbaker et le lac Buffalo Pound), sont utilisés pour la pêche commerciale et récréative, les loisirs, l'irrigation, l'abreuvement du bétail, l'approvisionnement en eau potable et l'élimination des eaux d'égout, en plus de servir à la lutte contre les inondations et de constituer un habitat pour la sauvagine.

Figure 4 : Bassin hydrographique et lacs de la vallée Qu'Appelle

Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 4.4.

Les lacs naturels de la vallée Qu'Appelle ont une profondeur de moins de 35 mètres. Hypereutrophes, ils sont caractérisés par d'importantes proliférations de cyanophycées durant tout l'été (Hall *et al.*, 1999). Actuellement, la qualité de l'eau y est pire qu'elle ne l'était avant l'arrivée des Européens et le développement agricole intensif de la région (Hall *et al.*, 1999). La croissance excessive des algues et des végétaux dans les lacs de la vallée Qu'Appelle a été attribuée à des concentrations élevées d'éléments nutritifs aux points de rejet des eaux usées municipales et dans les eaux de ruissellement agricole.

(suivre sur la page suivante)

L'accord de la rivière Qu'Appelle, conclu en 1975 entre le gouvernement fédéral et celui de la Saskatchewan, donne une impulsion pour résoudre ces problèmes et rendre la région plus attrayante pour le tourisme et les activités récréatives (Chambers, 1989). En 1976, la ville de Regina a transformé son usine de traitement des eaux usées municipales en usine de traitement tertiaire pour améliorer l'élimination du phosphore. Et, en 1987, la totalité des eaux d'égout de la ville de Moose Jaw a servi à l'irrigation par aspersion de terres agricoles (Chambers, 1989).

Toutefois, le traitement des eaux usées n'a pas eu les effets escomptés sur la qualité de l'eau dans les lacs de la vallée Qu'Appelle. Bien que les concentrations de phosphore total dans les eaux libres aient diminué, de même que les apports dans les lacs, les charges d'azote dans ces derniers atteignaient un sommet sans précédent à la fin des années 1990 (Hall *et al.*, 1999). Les analyses indiquent que la biomasse algale est actuellement trois fois supérieure à ce qu'elle était avant le début de l'établissement des Européens (Hall *et al.*, 1999; Dixit *et al.*, 2000). Diverses études (Graham, 1997) ont également montré que la production primaire dans la vallée Qu'Appelle est limitée par les apports d'azote plutôt que par ceux de phosphore. En conséquence, il est improbable que la qualité de l'eau dans la vallée s'améliore tant que les charges d'azote dans les lacs n'auront pas été réduites.

Dans le sud de l'Ontario, les apports d'azote et de phosphore provenant des activités agricoles, des eaux d'égout municipales et des eaux usées industrielles ont eu des répercussions majeures sur de nombreuses étendues d'eau (figure 3). Les effets sont particulièrement visibles dans le bassin du lac Érié, où certaines des activités agricoles parmi les plus intensives au Canada se combinent avec une urbanisation croissante. D'autres grands lacs de l'Ontario, tels que les lacs Simcoe et Rice, ont également subi les contrecoups de l'apport d'éléments nutritifs. En outre, de nombreuses rivières du sud de l'Ontario (p. ex. les rivières Thames, Grand, Don et Humber) affichent des concentrations de phosphore total supérieures à la valeur maximale prescrite par la province — 30 microgrammes par litre — et sont donc considérées eutrophes (D. Boyd, ministère de l'Environnement de l'Ontario, communication personnelle).

Dans le sud du Québec, les effets des apports élevés d'éléments nutritifs se font sentir dans les rivières et les lacs situés dans les zones agricoles adjacentes aux basses terres du Saint-Laurent. Entre 1968 et 1988, la plupart des rivières étudiées affichaient des concentrations de phosphore total supérieures à la valeur maximale prescrite dans les lignes directrices de la province — 30 microgrammes par litre —, l'agriculture étant principalement responsable de ces apports (Painchaud, 1997). Des concentrations excessives d'azote caractérisaient également certaines rivières. Entre 1979 et 1994, par exemple, 16 % des échantillons d'ammonium et d'azote prélevés dans la rivière Yamaska dépassaient le seuil de 0,5 milligramme par litre.

Les eaux intérieures de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick (p. ex. rivière Saint-Jean et ruisseau Black) et de l'Île-du-Prince-Édouard (p. ex. rivière Boughten) sont affectées par l'agriculture et l'industrie et montrent différents degrés d'eutrophisation (figure 3).

La Colombie-Britannique connaît moins de problèmes d'eutrophisation que la plupart des autres

provinces. L'exception principale est le bassin inférieur du Fraser (figure 3) qui est densément peuplé et où les eaux de ruissellement agricole et les effluents urbains causent l'eutrophisation. En fait, on estime que 90 % des eaux usées municipales de la province sont rejetées dans le cours inférieur du Fraser ou dans ses affluents (Gouvernement du Canada, 1996). On possède toutefois peu de preuves directes de l'eutrophisation des eaux côtières océaniques en raison du taux élevé de renouvellement de l'eau en pleine mer. Seules les baies où le renouvellement de l'eau est peu important montrent des signes d'eutrophisation.

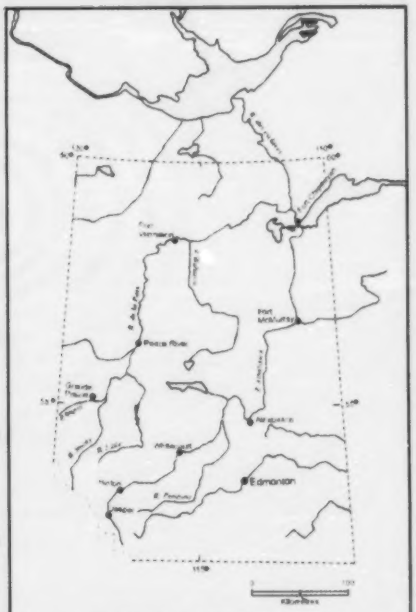
Dans la zone de la forêt boréale qui traverse l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba, l'Ontario, le Québec et Terre-Neuve, les problèmes causés par l'excès d'éléments nutritifs sont rares. Lorsqu'ils surviennent, ils sont généralement associés à des sources anthropiques bien définies (figure 3). Par exemple, on a trouvé des zones d'eutrophisation en aval de points de rejet municipaux ou industriels situés sur les rivières Athabasca et Wapiti, dans le nord de l'Alberta (Chambers, 1996; Wrona *et al.*, 1996) (encadré 2).

Encadré 2 : Répercussions des effluents des fabriques de pâte et des effluents municipaux sur les rivières du nord de l'Alberta

L'expansion de l'industrie forestière dans la forêt boréale de l'Ouest du Canada depuis le début des années 1980 a soulevé des préoccupations quant aux effets des effluents des fabriques de pâte sur les concentrations d'éléments nutritifs dans les cours d'eau et aux risques d'eutrophisation qui en résultent. Beaucoup de fabriques de pâte de l'Ouest du Canada ont été construites ou récemment optimisées pour éliminer ou réduire de façon substantielle les concentrations de contaminants organiques toxiques ainsi que les substances réduisant la teneur en oxygène qui sont présentes dans leurs effluents. Jusqu'à récemment, toutefois, on a peu tenu compte de la présence de nutriments dans les effluents des fabriques de pâte.

L'Étude sur les bassins des rivières du Nord, qui a été menée de 1992 à 1996, examinait les conditions dans plusieurs rivières du nord de l'Alberta ainsi que les effets du développement sur ces dernières (figure 5). Un des volets de l'étude consistait à évaluer les effets des effluents des fabriques de pâte et des effluents municipaux sur la teneur en éléments nutritifs ainsi que les risques d'eutrophisation des rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix qui, toutes, prennent naissance dans les montagnes. Les bassins hydrographiques de ces rivières sont relativement peu peuplés et en grande partie couverts de forêts, bien que les terres agricoles représentent 17 % du bassin des rivières Wapiti et Smoky. Les eaux des quatre rivières sont normalement pauvres en éléments nutritifs.

Figure 5 : Les rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix dans le nord de l'Alberta



Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 4.6.

(suivre sur la page suivante)

L'accord de la rivière Qu'Appelle, conclu en 1975 entre le gouvernement fédéral et celui de la Saskatchewan, donne une impulsion pour résoudre ces problèmes et rendre la région plus attrayante pour le tourisme et les activités récréatives (Chambers, 1989). En 1976, la ville de Regina a transformé son usine de traitement des eaux usées municipales en usine de traitement tertiaire pour améliorer l'élimination du phosphore. Et, en 1987, la totalité des eaux d'égout de la ville de Moose Jaw a servi à l'irrigation par aspersion de terres agricoles (Chambers, 1989).

Toutefois, le traitement des eaux usées n'a pas eu les effets escomptés sur la qualité de l'eau dans les lacs de la vallée Qu'Appelle. Bien que les concentrations de phosphore total dans les eaux libres aient diminué, de même que les apports dans les lacs, les charges d'azote dans ces derniers atteignaient un sommet sans précédent à la fin des années 1990 (Hall *et al.*, 1999). Les analyses indiquent que la biomasse algale est actuellement trois fois supérieure à ce qu'elle était avant le début de l'établissement des Européens (Hall *et al.*, 1999; Dixit *et al.*, 2000). Diverses études (Graham, 1997) ont également montré que la production primaire dans la vallée Qu'Appelle est limitée par les apports d'azote plutôt que par ceux de phosphore. En conséquence, il est improbable que la qualité de l'eau dans la vallée s'améliore tant que les charges d'azote dans les lacs n'auront pas été réduites.

Dans le sud de l'Ontario, les apports d'azote et de phosphore provenant des activités agricoles, des eaux d'égout municipales et des eaux usées industrielles ont eu des répercussions majeures sur de nombreuses étendues d'eau (figure 3). Les effets sont particulièrement visibles dans le bassin du lac Érié, où certaines des activités agricoles parmi les plus intensives au Canada se combinent avec une urbanisation croissante. D'autres grands lacs de l'Ontario, tels que les lacs Simcoe et Rice, ont également subi les contrecoups de l'apport d'éléments nutritifs. En outre, de nombreuses rivières du sud de l'Ontario (p. ex. les rivières Thames, Grand, Don et Humber) affichent des concentrations de phosphore total supérieures à la valeur maximale prescrite par la province — 30 microgrammes par litre — et sont donc considérées eutrophes (D. Boyd, ministère de l'Environnement de l'Ontario, communication personnelle).

Dans le sud du Québec, les effets des apports élevés d'éléments nutritifs se font sentir dans les rivières et les lacs situés dans les zones agricoles adjacentes aux basses terres du Saint-Laurent. Entre 1968 et 1988, la plupart des rivières étudiées affichaient des concentrations de phosphore total supérieures à la valeur maximale prescrite dans les lignes directrices de la province — 30 microgrammes par litre —, l'agriculture étant principalement responsable de ces apports (Painchaud, 1997). Des concentrations excessives d'azote caractérisaient également certaines rivières. Entre 1979 et 1994, par exemple, 16 % des échantillons d'ammonium et d'azote prélevés dans la rivière Yamaska dépassaient le seuil de 0,5 milligramme par litre.

Les eaux intérieures de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick (p. ex. rivière Saint-Jean et ruisseau Black) et de l'Île-du-Prince-Édouard (p. ex. rivière Boughten) sont affectées par l'agriculture et l'industrie et montrent différents degrés d'eutrophisation (figure 3).

La Colombie-Britannique connaît moins de problèmes d'eutrophisation que la plupart des autres

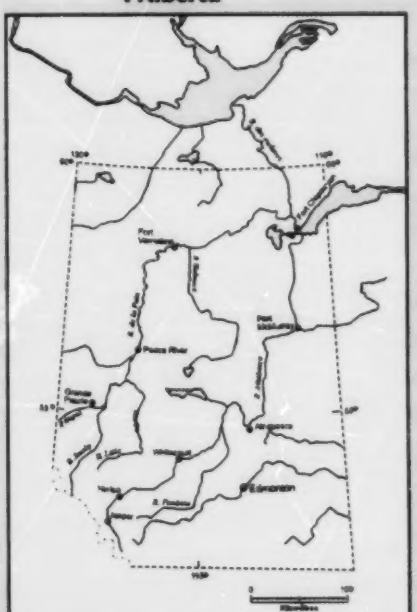
provinces. L'exception principale est le bassin inférieur du Fraser (figure 3) qui est densément peuplé et où les eaux de ruissellement agricole et les effluents urbains causent l'eutrophisation. En fait, on estime que 90 % des eaux usées municipales de la province sont rejetées dans le cours inférieur du Fraser ou dans ses affluents (Gouvernement du Canada, 1996). On possède toutefois peu de preuves directes de l'eutrophisation des eaux côtières océaniques en raison du taux élevé de renouvellement de l'eau en pleine mer. Seules les baies où le renouvellement de l'eau est peu important montrent des signes d'eutrophisation.

Dans la zone de la forêt boréale qui traverse l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba, l'Ontario, le Québec et Terre-Neuve, les problèmes causés par l'excès d'éléments nutritifs sont rares. Lorsqu'ils surviennent, ils sont généralement associés à des sources anthropiques bien définies (figure 3). Par exemple, on a trouvé des zones d'eutrophisation en aval de points de rejet municipaux ou industriels situés sur les rivières Athabasca et Wapiti, dans le nord de l'Alberta (Chambers, 1996; Wrona *et al.*, 1996) (encadré 2).

Encadré 2 : Répercussions des effluents des fabriques de pâte et des effluents municipaux sur les rivières du nord de l'Alberta

L'expansion de l'industrie forestière dans la forêt boréale de l'Ouest du Canada depuis le début des années 1980 a soulevé des préoccupations quant aux effets des effluents des fabriques de pâte sur les concentrations d'éléments nutritifs dans les cours d'eau et aux risques d'eutrophisation qui en résultent. Beaucoup de fabriques de pâte de l'Ouest du Canada ont été construites ou récemment optimisées pour éliminer ou réduire de façon substantielle les concentrations de contaminants organiques toxiques ainsi que les substances réduisant la teneur en oxygène qui sont présentes dans leurs effluents. Jusqu'à récemment, toutefois, on a peu tenu compte de la présence de nutriments dans les effluents des fabriques de pâte.

Figure 5 : Les rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix dans le nord de l'Alberta



Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 4.6.

L'Étude sur les bassins des rivières du Nord, qui a été menée de 1992 à 1996, examinait les conditions dans plusieurs rivières du nord de l'Alberta ainsi que les effets du développement sur ces dernières (figure 5). Un des volets de l'étude consistait à évaluer les effets des effluents des fabriques de pâte et des effluents municipaux sur la teneur en éléments nutritifs ainsi que les risques d'eutrophisation des rivières Athabasca, Wapiti, Smoky et de la Paix qui, toutes, prennent naissance dans les montagnes. Les bassins hydrographiques de ces rivières sont relativement peu peuplés et en grande partie couverts de forêts, bien que les terres agricoles représentent 17 % du bassin des rivières Wapiti et Smoky. Les eaux des quatre rivières sont normalement pauvres en éléments nutritifs.

(suivre sur la page suivante)

Ces études ont révélé des concentrations élevées d'azote et de phosphore dans la rivière Athabasca, en aval de Jasper, Hinton, Whitecourt et Fort McMurray, et dans la rivière Wapiti, en aval de Grande Prairie, durant l'automne, l'hiver et le printemps. Les concentrations élevées d'éléments nutritifs dans les rivières Athabasca et Wapiti entraînent une prolifération du périphyton sur les roches et sur d'autres surfaces et une abondance accrue des invertébrés benthiques.

Après qu'on eut démontré que les fabriques de pâte contribuaient à l'eutrophisation des rivières Athabasca, Wapiti et Smoky, des recommandations publiques ont été formulées à l'intention des gouvernements du Canada et de l'Alberta pour éliminer ou réduire de façon importante les rejets d'éléments nutritifs dans les rivières du Nord, plafonner les apports directs d'éléments nutritifs dans certaines portions des rivières Athabasca, Wapiti et Smoky et réduire au minimum les concentrations de phosphore dans les effluents des usines de pâte (Northern River Basins Study Board, 1996). Durant les années qui ont suivi la formulation de ces recommandations, le ministère de l'Environnement de l'Alberta a travaillé avec les représentants des fabriques de pâte kraft et les autorités municipales pour réduire les apports d'éléments nutritifs dans les rivières les plus touchées (le réseau hydrographique Wapiti-Smoky, en Alberta). En outre, le Ministère a décidé qu'à l'avenir, tout projet industriel dans ce bassin serait assujetti à des exigences strictes en ce qui concerne les rejets. Le gouvernement fédéral a de plus exigé que toutes les fabriques de pâte mettent en œuvre un programme de surveillance des effets environnementaux, incluant une évaluation des modifications de l'état trophique résultant des rejets d'effluents.

Les concentrations de phosphore augmentent également dans les districts ontariens de Haliburton et de Muskoka en raison de la hausse rapide du nombre de chalets depuis les années 1980. Ces augmentations sont attribuables principalement à l'accroissement du ruissellement associé au déboisement des terres et aux activités de construction. Toutefois, après la période intensive de construction et d'aménagement paysager des zones de villégiature, les concentrations totales de phosphore sont revenues à leur niveau antérieur (A. Gemza, ministère de l'Environnement de l'Ontario, communication personnelle). En 1997, seulement 20 des 318 lacs de villégiature de l'Ontario qui avaient été échantillonnés dans le cadre du *Lakes Partner Program* affichaient, dans des baies ou des bras de mer, des concentrations de phosphore total supérieures à 21 microgrammes par litre, qui correspond au seuil d'eutrophisation établi dans les lignes directrices sur les éléments nutritifs (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1998).

Ces études ont révélé des concentrations élevées d'azote et de phosphore dans la rivière Athabasca, en aval de Jasper, Hinton, Whitecourt et Fort McMurray, et dans la rivière Wapiti, en aval de Grande Prairie, durant l'automne, l'hiver et le printemps. Les concentrations élevées d'éléments nutritifs dans les rivières Athabasca et Wapiti entraînent une prolifération du périphyton sur les roches et sur d'autres surfaces et une abondance accrue des invertébrés benthiques.

Après qu'on eut démontré que les fabriques de pâte contribuaient à l'eutrophisation des rivières Athabasca, Wapiti et Smoky, des recommandations publiques ont été formulées à l'intention des gouvernements du Canada et de l'Alberta pour éliminer ou réduire de façon importante les rejets d'éléments nutritifs dans les rivières du Nord, plafonner les apports directs d'éléments nutritifs dans certaines portions des rivières Athabasca, Wapiti et Smoky et réduire au minimum les concentrations de phosphore dans les effluents des usines de pâte (Northern River Basins Study Board, 1996). Durant les années qui ont suivi la formulation de ces recommandations, le ministère de l'Environnement de l'Alberta a travaillé avec les représentants des fabriques de pâte kraft et les autorités municipales pour réduire les apports d'éléments nutritifs dans les rivières les plus touchées (le réseau hydrographique Wapiti-Smoky, en Alberta). En outre, le Ministère a décidé qu'à l'avenir, tout projet industriel dans ce bassin serait assujetti à des exigences strictes en ce qui concerne les rejets. Le gouvernement fédéral a de plus exigé que toutes les fabriques de pâte mettent en œuvre un programme de surveillance des effets environnementaux, incluant une évaluation des modifications de l'état trophique résultant des rejets d'effluents.

Les concentrations de phosphore augmentent également dans les districts ontariens de Haliburton et de Muskoka en raison de la hausse rapide du nombre de chalets depuis les années 1980. Ces augmentations sont attribuables principalement à l'accroissement du ruissellement associé au déboisement des terres et aux activités de construction. Toutefois, après la période intensive de construction et d'aménagement paysager des zones de villégiature, les concentrations totales de phosphore sont revenues à leur niveau antérieur (A. Gemza, ministère de l'Environnement de l'Ontario, communication personnelle). En 1997, seulement 20 des 318 lacs de villégiature de l'Ontario qui avaient été échantillonnés dans le cadre du *Lakes Partner Program* affichaient, dans des baies ou des bras de mer, des concentrations de phosphore total supérieures à 21 microgrammes par litre, qui correspond au seuil d'eutrophisation établi dans les lignes directrices sur les éléments nutritifs (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1998).

3 Effets toxiques de l'apport d'éléments nutritifs

Bien que les composés phosphorés présents à l'état naturel ne comportent aucun risque de toxicité majeur, certains composés azotés peuvent avoir des effets nuisibles sur la santé des végétaux, des animaux et des humains. Le présent chapitre traite des effets toxiques des composés azotés sur différents organismes et de l'importance des concentrations toxiques d'azote au Canada ainsi que de leurs répercussions sur le biote.

Effets toxiques directs de l'azote

Végétaux et animaux aquatiques

L'ammoniac présent dans l'eau peut être toxique à des concentrations élevées. Les quelques études qui ont été menées sur la toxicité de l'ammoniac pour la végétation dulcicole ont montré que des concentrations d'ammoniac total (ammoniac et ammonium) supérieures à 2,4 milligrammes par litre inhibent la photosynthèse et la croissance des algues (Organisation mondiale de la santé, 1986). Des expériences menées sur des plantes aquatiques enracinées ont révélé que l'ammoniac réduit la longueur et le poids des racines et des pousses (Stanley, 1974; Litav et Lehrer, 1978). Aucun essai de toxicité concluant n'a été effectué sur les plantes marines.

Dans la plupart des eaux de surface, des concentrations d'ammoniac total supérieures à environ 2 milligrammes par litre sont toxiques pour les animaux aquatiques (Mueller et Helsel, 1996), mais à des degrés divers selon les espèces et leurs stades de développement. D'après certaines données, une exposition sublétale à l'ammoniac aurait des effets physiologiques négatifs chez les poissons et endommagerait leurs tissus (Conseil national de recherches, 1979). On dispose de peu d'information sur les effets toxiques de l'ammoniac chez les invertébrés aquatiques.

Bien que les nitrates présents dans l'eau soient assez peu toxiques, il a été démontré que des concentrations comprises entre 1 et 10 milligrammes par litre sont létales pour les œufs et, dans une moindre mesure, pour les alevins de saumon et de truite (Kincheloe *et al.*, 1979). L'exposition de têtards de différentes espèces d'amphibiens aux nitrates a entraîné des changements comportementaux, réduit le taux de survie et causé d'autres effets à des concentrations aussi faibles que 11 milligrammes par litre (Hecnar, 1995). En outre, des têtards exposés à des

concentrations de nitrates comprises entre 11 et 44 milligrammes par litre pendant 24 heures ont présenté des anomalies du développement, une diminution de l'activité trophique, une perte de poids, un affaiblissement de la capacité natatoire, un déséquilibre et, finalement, une paralysie (Hecnar, 1995).

Dans certaines conditions, les nitrates et l'ammoniac peuvent se transformer en nitrites hautement toxiques (Marco et Blaustein, 1990). On pense que les nitrites peuvent atteindre une concentration létale dans les eaux où sont déversés les effluents des stations d'épuration, dans les zones aquicoles ainsi que dans les étangs et autres milieux naturels où la biomasse animale, ou zoomasse, est importante (Huey et Beitinger, 1980a). Cependant, ils s'oxydent rapidement en nitrates et sont donc rarement présents en concentrations élevées à l'état naturel. Des études récentes sur des grenouilles maculées des Cascades (*Rana cascadae*) ont montré que des concentrations de nitrites de 3,5 milligrammes par litre provoquent des changements comportementaux et morphologiques, retardent le développement et modifient l'âge auquel les têtards se transforment en grenouilles (Marco et Blaustein, 1999). Les nitrites diminuent également le pouvoir oxyphorique du sang en transformant l'hémoglobine (qui transporte l'oxygène) en méthémoglobine (qui ne transporte pas l'oxygène). On a démontré que des concentrations de nitrites aussi faibles que 1 milligramme par litre augmentent la quantité de méthémoglobine dans le sang des têtards de ouaouaron (Huey et Beitinger, 1980b). En outre, des modifications comportementales incluant un déplacement vers des eaux peu profondes, l'expiration profonde dans l'eau et l'inhalation de grandes quantités d'air ont été observées chez des amphibiens exposés à des concentrations de nitrites allant de 3,5 à 10 milligrammes par litre dans les eaux de surface (Huey et Beitinger, 1980b; Marco et Blaustein, 1999).

Végétaux et animaux terrestres

La pollution atmosphérique expose les plantes à diverses formes d'azote, dont le dioxyde d'azote, l'ammoniac et l'ammonium qui peuvent tous être hautement toxiques. Parmi les réactions aux effets toxiques de ces composés, citons la défoliation, la formation de cellules plus grosses à paroi mince, le jaunissement et l'apparition de lésions sur les aiguilles ainsi que la réduction de la résistance à la sécheresse et au gel (Chambers *et al.*, 2001). L'effet toxique direct le plus important du dioxyde d'azote sur la végétation réside dans son interaction avec d'autres agents polluants pour former l'ozone au niveau du sol (smog) et dans la rupture de l'équilibre avec d'autres éléments nutritifs (Organisation mondiale de la santé, 1997).

On sait que l'ammonium devient toxique pour les tissus végétaux à des concentrations assez faibles. Cette toxicité se manifeste généralement par la réduction immédiate du taux de croissance, le flétrissement, la mort de tissus sur le bord des feuilles, la décoloration des feuilles terminales et, finalement, la mort de la plante entière (Maynard et Barker, 1969). Les ions ammonium présents dans l'atmosphère auraient aussi contribué à de récents épisodes de dépérissement des forêts par leur effet sur la résistance au gel. Des changements de la résistance au gel de seulement quelques degrés peuvent accroître de façon significative le risque de dommages dus au gel (Hall *et al.*, 1997).

L'absorption de l'ammoniac par les feuilles est également possible. Les effets toxiques de concentrations élevées d'ammoniac dans l'atmosphère s'observent le plus souvent sur les feuilles ou les aiguilles les plus âgées et incluent la décoloration et l'apparition de taches sur les feuilles, lesquelles finissent par noircir et par sécher. Sur les plantes ligneuses latifoliées, l'exposition à des

concentrations élevées d'ammoniac se traduit habituellement par l'apparition de grandes lésions aqueuses vert foncé qui, après quelques heures, se transforment en lésions gris brunâtre ou noires qui se répandent sur toute la surface de la feuille (Conseil national de recherches, 1979). Les aiguilles des conifères exposées à l'ammoniac foncent et prennent une teinte brun grisâtre, violacée ou noire (Dueck *et al.*, 1990). Les symptômes de dommages sont plus variables sur les plantes herbacées que sur les espèces ligneuses (Hall *et al.*, 1997; Organisation mondiale de la santé, 1997). Comme pour l'ammonium, l'exposition à l'ammoniac peut accroître la sensibilité des plantes au froid et au gel. Par conséquent, des concentrations élevées d'ammoniac dans l'atmosphère peuvent également provoquer le dépérissement des forêts.

Les animaux terrestres sont exposés à des concentrations toxiques de composés azotés notamment lorsqu'ils consomment des végétaux à fortes teneurs en nitrates ou, encore, via la pollution atmosphérique (dioxyde d'azote, ammoniac ou nitrates). Les nitrates peuvent s'accumuler et atteindre des concentrations élevées chez certaines espèces de plantes, notamment celles utilisées pour nourrir le bétail. La toxicité apparaît lorsque la proportion de nitrates contenue dans les aliments pour le bétail dépasse 0,65 % du poids sec des aliments (Stoltenow et Lardy, 1998). L'utilisation fréquente d'engrais azotés au cours des dernières années a conduit à une incidence accrue des cas d'empoisonnement par les nitrates (Kvasnicka et Krysl, 1996).

Les nitrates présents dans les végétaux sont inoffensifs pour le bétail jusqu'à ce qu'ils soient transformés en nitrites dans le tube digestif des animaux. Les nitrites sont absorbés par le sang et transforment l'hémoglobine en méthémoglobine, réduisant ainsi la capacité du sang de transporter l'oxygène (Yaremcio, 1991). Les bovins et les ovins sont plus sujets à l'empoisonnement, car des microorganismes présents dans leur rumen (leur premier estomac) favorisent cette transformation en nitrites (Osweiler *et al.*, 1985). Les chevaux et les porcs sont moins sensibles, car ils transforment les nitrates en nitrites dans leur intestin, où ces derniers sont moins susceptibles d'être absorbés par le sang (Yaremcio, 1991). Les nitrates ou les nitrites présents dans l'eau potable peuvent également causer des problèmes chez le bétail.

Les symptômes d'empoisonnement aigu du bétail par les nitrates comprennent une accélération des rythmes cardiaque (plus de 150 battements à la minute) et respiratoire, des spasmes musculaires, des vomissements, de la faiblesse, de la cécité, une production excessive de salive et de larmes, une respiration laborieuse, bruyante et violente, une couleur de sang chocolat foncé, une démarche décalée, une basse température corporelle, une désorientation et une incapacité de se lever (Yaremcio, 1991; El-Bahri *et al.*, 1997; Stoltenow et Lardy, 1998). Parmi les réactions sublétales, citons la diminution de la production de lait, la réduction de la prise de poids, la diminution de la résistance aux maladies et une mauvaise santé générale (El-Bahri *et al.*, 1997). Des doses sublétales de nitrates augmentent également l'incidence de veaux mort-nés, d'avortements, de rétention placentaire et d'ovaires kystiques (Putnam, 1989).

Concentrations d'azote et répercussions sur les écosystèmes au Canada

Écosystèmes aquatiques

En règle générale, les eaux de surface canadiennes ne contiennent pas d'ammoniac en concentrations suffisantes pour représenter une menace toxique à grande échelle pour les

invertébrés ou les poissons. Les concentrations élevées d'ammoniac sont habituellement limitées aux zones de mélange situées à proximité des points de rejet des eaux usées municipales et industrielles ou des zones de ruissellement de fumier ou d'engrais provenant des terres agricoles. Ces concentrations élevées sont habituellement dissipées à 10 ou 100 mètres de la source en raison de la dilution dans les eaux réceptrices, de la transformation en nitrates par la nitrification et de l'évaporation dans l'atmosphère. Néanmoins, on observe encore des mortalités chez le poisson associées au rejet de matières azotées.

Tableau 2 : Mortalités chez le poisson causées par le rejet de matières renfermant des éléments nutritifs entre 1987 et 1997 (déclarations au Centre national des urgences environnementales, Environnement Canada, Ottawa)

Secteur	Matière	Nombre d'incidents	Province
Agriculture	fumier	9	Ontario, Manitoba
	engrais azotés	1	Ontario
Fabrication de produits chimiques	ammoniac anhydre/chlorure d'ammonium	2	Ontario
Transformation des aliments	ammoniac	2	Colombie-Britannique, Nouvelle-Écosse
	fumier	1	Ontario
Manufacturier général	shampooing concentré	1	Ontario
Déchets municipaux	eaux d'égout	6	Nouveau-Brunswick, Colombie-Britannique, Ontario

Nota : Lorsqu'aucune conclusion de fait n'a été établie par les tribunaux, les incidents indiqués dans le présent tableau ne sont que présumés.

Source : Chambers *et al.* (2001).

Tableau 3 : Déversements de fumier et mortalités chez le poisson dans le sud-ouest de l'Ontario entre 1988 et 1998

Année	Nombre de déversements	Mortalités chez le poisson	Voie vers les cours d'eau		Circonstances du déversement				
			Drain	Ruissellement	Entreposage	Irrigation	Epandage avec citerne	Bris d'équipement	Transport
1988	23	6	21	2	1	21	2	2	2
1989	19	2	8	4	3	6	1	6	1
1990	29	2	22	5	3	15	5	3	2
1991	21	1	12	4	2	10	3	5	2
1992	22	4	11	6	1	11	2	3	2
1993	14	3	9	3	4	4	–	–	–
1994	15	2	9	3	3	2	3	4	2
1995	15	6	5	3	3	2	–	3	2
1996	20	4	7	2	–	3	2	4	3
1997	23	7	14	12	10	7	4	–	–
1998	13	5	9	4	4	6	2	1	1
Total	**214**	**42**	**127**	**48**	**34**	**87**	**24**	**31**	**17**

Source : Chambers *et al.* (2001), Tableau 5.8.

Entre 1987 et 1997, on a rapporté 353 cas de mortalité chez le poisson au Centre national des urgences environnementales d'Environnement Canada. Sur ce nombre, 22 étaient causés par des rejets de matières nutritives et, la plupart du temps, il s'agissait de composés azotés (tableau 2). La plupart des mortalités déclarées étaient associées aux activités agricoles, notamment le transport de fumier par le ruissellement de l'eau pluviale et par les inondations, des fuites dans des réservoirs souterrains, le débordement des installations de stockage ou la pulvérisation dans les champs. À l'exception d'un seul, tous les cas de mortalité chez le poisson associés aux industries manufacturière et alimentaire étaient dus au rejet courant d'ammonium ou d'ammoniac. Les mortalités chez le poisson dues au rejet d'eaux usées municipales étaient en grande partie attribuables à des pannes d'équipement, à des rejets d'égouts unitaires ou au dépassement des capacités de traitement des eaux usées durant des orages. Un examen plus minutieux des mortalités chez le poisson associées aux activités agricoles dans le sud-ouest de l'Ontario a permis de répertorier 42 cas de mortalité au cours d'une même période (1988-1998) et a révélé que la plupart des mortalités dues aux activités agricoles étaient causées par l'épandage de lisier de porc (tableau 3).

Bien qu'on puisse trouver des nitrates en concentrations relativement élevées dans les eaux de surface, ces composés sont relativement non toxiques pour les plantes aquatiques, les invertébrés benthiques et les poissons (Russo, 1985; voir aussi Chambers *et al.*, 2001, tableau 5.2). On croit toutefois que les nitrates sont au moins partiellement responsables du déclin des populations d'amphibiens au Canada (encadré 3). Pour plusieurs espèces d'amphibiens, les concentrations létales de nitrates varient de 13 à 40 milligrammes par litre, et on observe des effets chroniques à des concentrations aussi faibles que 2,5 milligrammes par litre (Baker et Waights, 1993, 1994; Hecnar, 1995; Watt et Oldham, 1995).

Encadré 3 : Les nitrates menacent-ils le développement et la survie des amphibiens?

Les populations d'amphibiens à travers le monde ont diminué de manière significative. Au Canada, on a observé des déclins importants chez 17 des 24 espèces de grenouilles et de crapauds répertoriées et chez 21 espèces de salamandres (Jacobs, 1999). Les pluies acides, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et l'augmentation concomitante du rayonnement ultraviolet, le changement climatique et l'introduction d'espèces exotiques sont tous considérés comme des causes possibles de ce déclin (Wyman, 1990; Blaustein *et al.*, 1994).

En milieu agricole, une autre explication possible de la diminution du nombre d'amphibiens pourrait être la mort de leur larves en raison de l'exposition à des concentrations excessives de polluants chimiques, dont les nitrates (Hecnar, 1995; Marco et Blaustein, 1999). La perméabilité de leur peau et leur dépendance à l'égard des habitats aquatiques pour la reproduction, l'alimentation, le développement larvaire et l'hibernation contribuent également à accroître la sensibilité des amphibiens à la pollution de l'eau (Vitt *et al.*, 1990). Comme les amphibiens sont à la fois des proies et des prédateurs importants et qu'ils contribuent de façon marquée à la biomasse animale dans de nombreux réseaux trophiques, les facteurs qui touchent leur population peuvent se répercuter sur les écosystèmes (Hecnar, 1995; Hecnar et M'Closkey, 1996).

Les engrais azotés et les déjections animales sont les principales sources de contamination de l'eau par l'azote dans les zones agricoles. Des concentrations élevées de nitrates provenant de ces sources peuvent avoir des effets toxiques aigus et chroniques sur les amphibiens (Berger, 1989,

(suivre sur la page suivante)

invertébrés ou les poissons. Les concentrations élevées d'ammoniac sont habituellement limitées aux zones de mélange situées à proximité des points de rejet des eaux usées municipales et industrielles ou des zones de ruissellement de fumier ou d'engrais provenant des terres agricoles. Ces concentrations élevées sont habituellement dissipées à 10 ou 100 mètres de la source en raison de la dilution dans les eaux réceptrices, de la transformation en nitrates par la nitrification et de l'évaporation dans l'atmosphère. Néanmoins, on observe encore des mortalités chez le poisson associées au rejet de matières azotées.

Tableau 2 : Mortalités chez le poisson causées par le rejet de matières renfermant des éléments nutritifs entre 1987 et 1997 (déclarations au Centre national des urgences environnementales, Environnement Canada, Ottawa)

Secteur	Matière	Nombre d'incidents	Province
Agriculture	fumier	9	Ontario, Manitoba
	engrais azotés	1	Ontario
Fabrication de produits chimiques	ammoniac anhydre/chlorure d'ammonium	2	Ontario
Transformation des aliments	ammoniac	2	Colombie-Britannique, Nouvelle-Écosse
	fumier	1	Ontario
Manufacturier général	shampooing concentré	1	Ontario
Déchets municipaux	eaux d'égout	6	Nouveau-Brunswick, Colombie-Britannique, Ontario

Nota : Lorsqu'aucune conclusion de fait n'a été établie par les tribunaux, les incidents indiqués dans le présent tableau ne sont que présumés.

Source : Chambers *et al.* (2001).

Tableau 3 : Déversements de fumier et mortalités chez le poisson dans le sud-ouest de l'Ontario entre 1988 et 1998

Année	Nombre de déversements	Mortalités chez le poisson	Voie vers les cours d'eau		Circonstances du déversement				
			Drain	Ruissellement	Entreposage	Irrigation	Épandage avec citerne	Bris d'équipement	Transport
1988	23	6	21	2	1	21	2	2	2
1989	19	2	8	4	3	6	1	6	1
1990	29	2	22	5	3	15	5	3	2
1991	21	1	12	4	2	10	3	5	2
1992	22	4	11	6	1	11	2	3	2
1993	14	3	9	3	4	4	–	–	–
1994	15	2	9	3	3	2	3	4	2
1995	15	6	5	3	3	2	–	3	2
1996	20	4	7	2	–	3	2	4	3
1997	23	7	14	12	10	7	4	–	–
1998	13	5	9	4	4	6	2	1	1
Total	**214**	**42**	**127**	**48**	**34**	**87**	**24**	**31**	**17**

Source : Chambers *et al.* (2001), Tableau 5.8.

Entre 1987 et 1997, on a rapporté 353 cas de mortalité chez le poisson au Centre national des urgences environnementales d'Environnement Canada. Sur ce nombre, 22 étaient causés par des rejets de matières nutritives et, la plupart du temps, il s'agissait de composés azotés (tableau 2). La plupart des mortalités déclarées étaient associées aux activités agricoles, notamment le transport de fumier par le ruissellement de l'eau pluviale et par les inondations, des fuites dans des réservoirs souterrains, le débordement des installations de stockage ou la pulvérisation dans les champs. À l'exception d'un seul, tous les cas de mortalité chez le poisson associés aux industries manufacturière et alimentaire étaient dus au rejet courant d'ammonium ou d'ammoniac. Les mortalités chez le poisson dues au rejet d'eaux usées municipales étaient en grande partie attribuables à des pannes d'équipement, à des rejets d'égouts unitaires ou au dépassement des capacités de traitement des eaux usées durant des orages. Un examen plus minutieux des mortalités chez le poisson associées aux activités agricoles dans le sud-ouest de l'Ontario a permis de répertorier 42 cas de mortalité au cours d'une même période (1988-1998) et a révélé que la plupart des mortalités dues aux activités agricoles étaient causées par l'épandage de lisier de porc (tableau 3).

Bien qu'on puisse trouver des nitrates en concentrations relativement élevées dans les eaux de surface, ces composés sont relativement non toxiques pour les plantes aquatiques, les invertébrés benthiques et les poissons (Russo, 1985; voir aussi Chambers *et al.*, 2001, tableau 5.2). On croit toutefois que les nitrates sont au moins partiellement responsables du déclin des populations d'amphibiens au Canada (encadré 3). Pour plusieurs espèces d'amphibiens, les concentrations létales de nitrates varient de 13 à 40 milligrammes par litre, et on observe des effets chroniques à des concentrations aussi faibles que 2,5 milligrammes par litre (Baker et Waights, 1993, 1994; Hecnar, 1995; Watt et Oldham, 1995).

Encadré 3 : Les nitrates menacent-ils le développement et la survie des amphibiens?

Les populations d'amphibiens à travers le monde ont diminué de manière significative. Au Canada, on a observé des déclins importants chez 17 des 24 espèces de grenouilles et de crapauds répertoriées et chez 21 espèces de salamandres (Jacobs, 1999). Les pluies acides, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et l'augmentation concomitante du rayonnement ultraviolet, le changement climatique et l'introduction d'espèces exotiques sont tous considérés comme des causes possibles de ce déclin (Wyman, 1990; Blaustein *et al.*, 1994).

En milieu agricole, une autre explication possible de la diminution du nombre d'amphibiens pourrait être la mort de leur larves en raison de l'exposition à des concentrations excessives de polluants chimiques, dont les nitrates (Hecnar, 1995; Marco et Blaustein, 1999). La perméabilité de leur peau et leur dépendance à l'égard des habitats aquatiques pour la reproduction, l'alimentation, le développement larvaire et l'hibernation contribuent également à accroître la sensibilité des amphibiens à la pollution de l'eau (Vitt *et al.*, 1990). Comme les amphibiens sont à la fois des proies et des prédateurs importants et qu'ils contribuent de façon marquée à la biomasse animale dans de nombreux réseaux trophiques, les facteurs qui touchent leur population peuvent se répercuter sur les écosystèmes (Hecnar, 1995; Hecnar et M'Closkey, 1996).

Les engrais azotés et les déjections animales sont les principales sources de contamination de l'eau par l'azote dans les zones agricoles. Des concentrations élevées de nitrates provenant de ces sources peuvent avoir des effets toxiques aigus et chroniques sur les amphibiens (Berger, 1989,

(suivre sur la page suivante)

Baker et Waights, 1993, 1994; Hecnar, 1995). L'un des effets les plus fréquents est le ralentissement de la croissance durant le stade larvaire, ce qui peut entraîner une incapacité de quitter un environnement aquatique défavorable (Smith, 1987), une plus grande vulnérabilité face aux prédateurs et au dessèchement (Watt et Oldham, 1995) et, enfin, une diminution de la taille à maturité (Smith, 1987). Ce dernier facteur est associé à de faibles possibilités reproductrices chez les amphibiens (Watt et Oldham, 1995). L'affaiblissement des capacités natatoires (Hecnar, 1995), ou une métamorphose incomplète, qui peut restreindre les possibilités de déplacement sur la terre ferme, peut également donner lieu à une vulnérabilité accrue aux prédateurs (Huey, 1980).

Au Canada, pays au climat tempéré, les concentrations de nitrates dans l'eau sont habituellement les plus élevées entre la fin de l'automne et le printemps en raison de la diminution de l'assimilation des nitrates par les plantes (voir Rouse *et al.*, 1999). Comme cette valeur de pointe coïncide avec la période d'hibernation, les grenouilles adultes sont exposées de façon prolongée aux nitrates, notamment si elles hibernent dans l'eau (Hecnar, 1995). Un autre facteur majeur est le type d'engrais épandu. Oldham *et al.* (1997) ont montré que les granules d'engrais au nitrate d'ammonium ont des effets toxiques sur les grenouilles à des doses de 4 à 7 grammes par mètre carré, doses se situant en partie dans l'intervalle de la dose moyenne (6 à 9 grammes par mètre carré) au Canada (Statistique Canada, 1997; Agriculture et Agroalimentaire Canada, 1998). La probabilité que le nitrate d'ammonium ait des effets aigus sur les grenouilles adultes est toutefois amoindrie par le fait que les granules d'engrais se dissolvent rapidement, ce qui réduit la période d'exposition, et par le fait que les épandages d'engrais sont généralement effectués durant le jour tandis que la migration des amphibiens se produit dans l'obscurité (Odlham *et al.*, 1997).

Les épandages d'engrais sont généralement plus fréquents au printemps, une période qui coïncide avec la migration des grenouilles sur les terres agricoles vers les sites de reproduction. Les risques d'exposition sont donc plus élevés si ce mouvement de population se produit peu après l'épandage d'engrais (Oldham *et al.*, 1997). Le printemps est également une période critique pour les amphibiens, puisque la nouvelle génération en est au stade de développement (œufs et têtards) (Hecnar, 1995).

Les données sur la qualité de l'eau dans les zones agricoles et urbaines canadiennes semblent indiquer que les concentrations de nitrates dans les eaux de surface dépassent les seuils toxiques critiques établis pour les amphibiens durant des périodes prolongées et durant les périodes de vulnérabilité associées au développement des œufs et des têtards. On doit donc réduire à la fois le ruissellement des engrais et la teneur en azote des effluents d'eaux usées. Il faut également réexaminer les recommandations pour la qualité de l'eau concernant les nitrates afin de déterminer si elles sont suffisamment efficaces pour assurer la protection de la vie aquatique (Rouse et al., 1999). Les présentes *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (Santé Canada, 1996) établissent les concentrations maximales acceptables d'azote et de nitrates à 10 milligrammes par litre pour protéger la santé humaine. Ce seuil ne permet toutefois pas de protéger certaines espèces d'amphibiens. À l'heure actuelle, les recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau visant à protéger la vie aquatique (Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 1999) ne donnent aucune concentration maximale acceptable pour les nitrates.

Les nitrites ne sont pas considérés comme des composés qui posent des problèmes environnementaux aussi graves, car les eaux de surface naturelles n'en contiennent habituellement pas en concentrations jugées dommageables pour les organismes aquatiques (Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 1987).

Eaux souterraines

Sauf en Colombie-Britannique et dans les territoires, au moins 90 % de l'eau domestique en milieu rural et la plus grande partie de l'eau consommée par le bétail proviennent des nappes souterraines. Dans l'ensemble, près de 26 % des Canadiens, ou approximativement huit millions de personnes, dépendent de l'eau souterraine pour leur approvisionnement en eau domestique (Gouvernement du Canada, 1996).

Tableau 4 : Sommaire des concentrations de nitrates et d'azote dans les puits des zones rurales canadiennes

Provenance des données	Nombre de puits échantillonnés	% des puits affichant une concentration de nitrates >10 milligrammes par litre	Référence
Colombie-Britannique			
Vallée inférieure du Fraser, hiver 1992–1993	239	9,6	Carmichael *et al.*, 1995
Vallée inférieure du Fraser, été 1993	238	10,1	Carmichael *et al.*, 1995
Alberta			
Base de données d'Alberta Agriculture	1 425	4,8	Henry et Meneley, 1993
Base de données de l'Environmental Centre	12 342	4,3	Henry et Meneley, 1993
Base de données d'Alberta Environment	1 692	3,3	Henry et Meneley, 1993
Étude sur la qualité de l'eau dans les bâtiments de ferme	813	5,7	Fitzgerald *et al.*, 1997
Saskatchewan			
Base de données du Saskatchewan Research Council	1 968	7,2	Henry et Meneley, 1993
Études sur la salinité des sols	1 484	17,0	Henry et Meneley, 1993
Étude sur la qualité des nappes d'eau souterraines peu profondes	184	35,9	Vogelsang et Kent, 1997
Manitoba			
Aquifère riche en carbonate d'Interlake	119	1,7	Betcher, 1997
Aquifère en formation de schiste d'Odanah	98	19,4	Betcher, 1997
Aquifère du delta de l'Assiniboine	29	3,5	Buth *et al.*, 1992
Ontario			
Étude sur les puits de ferme ontariens, hiver 1991–92	1 212	12,8	Goss *et al.*, 1998
Étude sur les puits de ferme ontariens, été 1992	1 212	14,3	Goss *et al.*, 1998
Québec			
Portneuf	70	41,4	Paradis *et al.*, 1991
Régions productrices de pommes de terre	33	63,6	Giroux, 1995
Portneuf	26	34,6	Paradis, 1997
Montérégie	150	2,0	Gaudreau et Mercier, 1997
Île d'Orléans	87	4,6	Chartrand *et al.*, 1999
Nouveau-Brunswick			
Comté de Carleton	300	11–18,2	Ecobichon *et al.*, 1996
Victoria et Madawaska	300	14,5–22	Ecobichon *et al.*, 1996
Nouvelle-Écosse			
Comté de Kings	237	13,0	Briggins et Moerman, 1995
Île-du-Prince-Édouard			
Base de données sur les puits	2 216	1,5	Somers, 1998
Étude sur les puits des fermes laitières	146	44,0	VanLeeuwen, 1998

Source : Chambers *et al.* (2001), Tableau 5.10.

Les nitrites ne sont pas considérés comme des composés qui posent des problèmes environnementaux aussi graves, car les eaux de surface naturelles n'en contiennent habituellement pas en concentrations jugées dommageables pour les organismes aquatiques (Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 1987).

Eaux souterraines

Sauf en Colombie-Britannique et dans les territoires, au moins 90 % de l'eau domestique en milieu rural et la plus grande partie de l'eau consommée par le bétail proviennent des nappes souterraines. Dans l'ensemble, près de 26 % des Canadiens, ou approximativement huit millions de personnes, dépendent de l'eau souterraine pour leur approvisionnement en eau domestique (Gouvernement du Canada, 1996).

Tableau 4 : Sommaire des concentrations de nitrates et d'azote dans les puits des zones rurales canadiennes

Provenance des données	Nombre de puits échantillonnés	% des puits affichant une concentration de nitrates >10 milligrammes par litre	Référence
Colombie-Britannique			
Vallée inférieure du Fraser, hiver 1992–1993	239	9,6	Carmichael *et al.*, 1995
Vallée inférieure du Fraser, été 1993	238	10,1	Carmichael *et al.*, 1995
Alberta			
Base de données d'Alberta Agriculture	1 425	4,8	Henry et Meneley, 1993
Base de données de l'Environmental Centre	12 342	4,3	Henry et Meneley, 1993
Base de données d'Alberta Environment	1 692	3,3	Henry et Meneley, 1993
Étude sur la qualité de l'eau dans les bâtiments de ferme	813	5,7	Fitzgerald *et al.*, 1997
Saskatchewan			
Base de données du Saskatchewan Research Council	1 968	7,2	Henry et Meneley, 1993
Études sur la salinité des sols	1 484	17,0	Henry et Meneley, 1993
Étude sur la qualité des nappes d'eau souterraines peu profondes	184	35,9	Vogelsang et Kent, 1997
Manitoba			
Aquifère riche en carbonate d'Interlake	119	1,7	Betcher, 1997
Aquifère en formation de schiste d'Odanah	98	19,4	Betcher, 1997
Aquifère du delta de l'Assiniboine	29	3,5	Buth *et al.*, 1992
Ontario			
Étude sur les puits de ferme ontariens, hiver 1991–92	1 212	12,8	Goss *et al.*, 1998
Étude sur les puits de ferme ontariens, été 1992	1 212	14,3	Goss *et al.*, 1998
Québec			
Portneuf	70	41,4	Paradis *et al.*, 1991
Régions productrices de pommes de terre	33	63,6	Giroux, 1995
Portneuf	26	34,6	Paradis, 1997
Montérégie	150	2,0	Gaudreau et Mercier, 1997
Île d'Orléans	87	4,6	Chartrand *et al.*, 1999
Nouveau-Brunswick			
Comté de Carleton	300	11–18,2	Ecobichon *et al.*, 1996
Victoria et Madawaska	300	14,5–22	Ecobichon *et al.*, 1996
Nouvelle-Écosse			
Comté de Kings	237	13,0	Briggins et Moerman, 1995
Île-du-Prince-Édouard			
Base de données sur les puits	2 216	1,5	Somers, 1998
Étude sur les puits des fermes laitières	146	44,0	VanLeeuwen, 1998

Source : Chambers *et al.* (2001), Tableau 5.10.

Dans des conditions naturelles, les concentrations de nitrates et d'azote dans les eaux souterraines sont habituellement inférieures à 3 milligrammes par litre (Henry et Meneley, 1993). Cependant, des études régionales sur la contamination des puits par les nitrates au Canada ont montré que les concentrations de nitrates et d'azote dépassaient les seuils de 10 milligrammes par litre établis dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* de 1,5 % à plus de 60 % dans les puits examinés (tableau 4).

En Colombie-Britannique, les problèmes de qualité des eaux souterraines se manifestent surtout dans la région côtière du Sud, où les aquifères se trouvent sous des zones caractérisées par une forte pluviosité et par une agriculture intensive. Une étude menée en 1992 et 1993 sur les puits communautaires et privés de la vallée du Fraser a révélé que 9,6 % des puits contenaient des concentrations de nitrates et d'azote supérieures à 10 milligrammes par litre en hiver et 10,1 % en été. Presque tous les dépassements ont été observés dans trois aquifères — ceux d'Abbotsford–Sumas, de Hopington et de Langley–Brookswood, qui sont tous situés dans des zones fortement aménagées et sont recouverts de sable et de gravier perméables (encadré 4). La plus grande partie des dépassements relevés concernaient également des puits privés qui étaient plus susceptibles d'être exposés aux effets de l'agriculture et des fosses septiques.

Encadré 4 : Contamination de l'aquifère d'Abbotsford–Sumas par les nitrates

L'aquifère d'Abbotsford–Sumas, situé au sud-ouest d'Abbotsford dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique et le nord-ouest de l'État de Washington, est le plus grand aquifère à nappe libre (c.-à-d. qu'il est recouvert de matières perméables) dans la vallée inférieure du Fraser. Il couvre environ 100 kilomètres carrés en Colombie-Britannique et une superficie à peu près équivalente dans l'État de Washington (Indicateurs environnementaux de la région du Pacifique et du Yukon, 2000). Les terres sus-jacentes sont surtout utilisées à des fins agricoles; les principales activités sont la culture intensive de la framboise et la production de volailles. L'urbanisation touche environ 20 % de la surface de l'aquifère et continue de s'étendre (Liebscher *et al.*, 1992).

On a observé des concentrations élevées de nitrates dans une portion importante de l'aquifère. Ce dernier étant principalement alimenté par l'infiltration des eaux de pluie, les concentrations élevées de nitrates sont probablement dues au lessivage de l'azote dans les sols agricoles. Les précipitations moyennes sont d'environ 1 500 millimètres par année dans la région d'Abbostford, et près de 70 % des précipitations totales surviennent entre les mois d'octobre et de mars, à une période où l'absorption de l'azote par les cultures est faible.

Selon une étude réalisée dans le milieu des années 1990 (Wassenaar, 1995), on estime que les concentrations de nitrates et d'azote dépassent 10 milligrammes par litre dans 80 % du secteur d'étude l'aquifère. Comme Santé Canada recommande une concentration maximale de 10 milligrammes de nitrates et d'azote par litre dans l'eau potable, cette situation est extrêmement préoccupante. L'auteur de l'étude conclut que les nitrates présents dans l'aquifère proviennent principalement du fumier de volaille qui est fréquemment épandu dans les champs de framboises comme engrais. Les engrais chimiques ne semblent pas contribuer de façon importante à cette contamination, pas plus que les fosses septiques qui, selon les estimations, sont responsables de moins de 10 % des apports de nitrates dans l'aquifère.

Dans des conditions naturelles, les concentrations de nitrates et d'azote dans les eaux souterraines sont habituellement inférieures à 3 milligrammes par litre (Henry et Meneley, 1993). Cependant, des études régionales sur la contamination des puits par les nitrates au Canada ont montré que les concentrations de nitrates et d'azote dépassaient les seuils de 10 milligrammes par litre établis dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* de 1,5 % à plus de 60 % dans les puits examinés (tableau 4).

En Colombie-Britannique, les problèmes de qualité des eaux souterraines se manifestent surtout dans la région côtière du Sud, où les aquifères se trouvent sous des zones caractérisées par une forte pluviosité et par une agriculture intensive. Une étude menée en 1992 et 1993 sur les puits communautaires et privés de la vallée du Fraser a révélé que 9,6 % des puits contenaient des concentrations de nitrates et d'azote supérieures à 10 milligrammes par litre en hiver et 10,1 % en été. Presque tous les dépassements ont été observés dans trois aquifères — ceux d'Abbotsford–Sumas, de Hopington et de Langley–Brookswood, qui sont tous situés dans des zones fortement aménagées et sont recouverts de sable et de gravier perméables (encadré 4). La plus grande partie des dépassements relevés concernaient également des puits privés qui étaient plus susceptibles d'être exposés aux effets de l'agriculture et des fosses septiques.

Encadré 4 : Contamination de l'aquifère d'Abbotsford–Sumas par les nitrates

L'aquifère d'Abbotsford–Sumas, situé au sud-ouest d'Abbotsford dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique et le nord-ouest de l'État de Washington, est le plus grand aquifère à nappe libre (c.-à-d. qu'il est recouvert de matières perméables) dans la vallée inférieure du Fraser. Il couvre environ 100 kilomètres carrés en Colombie-Britannique et une superficie à peu près équivalente dans l'État de Washington (Indicateurs environnementaux de la région du Pacifique et du Yukon, 2000). Les terres sus-jacentes sont surtout utilisées à des fins agricoles; les principales activités sont la culture intensive de la framboise et la production de volailles. L'urbanisation touche environ 20 % de la surface de l'aquifère et continue de s'étendre (Liebscher *et al.*, 1992).

On a observé des concentrations élevées de nitrates dans une portion importante de l'aquifère. Ce dernier étant principalement alimenté par l'infiltration des eaux de pluie, les concentrations élevées de nitrates sont probablement dues au lessivage de l'azote dans les sols agricoles. Les précipitations moyennes sont d'environ 1 500 millimètres par année dans la région d'Abbostford, et près de 70 % des précipitations totales surviennent entre les mois d'octobre et de mars, à une période où l'absorption de l'azote par les cultures est faible.

Selon une étude réalisée dans le milieu des années 1990 (Wassenaar, 1995), on estime que les concentrations de nitrates et d'azote dépassent 10 milligrammes par litre dans 80 % du secteur d'étude l'aquifère. Comme Santé Canada recommande une concentration maximale de 10 milligrammes de nitrates et d'azote par litre dans l'eau potable, cette situation est extrêmement préoccupante. L'auteur de l'étude conclut que les nitrates présents dans l'aquifère proviennent principalement du fumier de volaille qui est fréquemment épandu dans les champs de framboises comme engrais. Les engrais chimiques ne semblent pas contribuer de façon importante à cette contamination, pas plus que les fosses septiques qui, selon les estimations, sont responsables de moins de 10 % des apports de nitrates dans l'aquifère.

Dans les provinces des Prairies, le climat sec et les sols à texture généralement argileuse limitent les risques de contamination. Il existe toutefois des exceptions, notamment dans les terres irriguées et les zones situées à proximité des exploitations d'élevage intensif qui reçoivent de grandes quantités de fumier. En Alberta, seulement 4 à 6 % des puits domestiques affichent des concentrations de nitrates et d'azote supérieures à 10 milligrammes par litre (Henry et Meneley, 1993; Fitzgerald et al., 1997). Le faible pourcentage de puits contaminés pourrait s'expliquer par le plus petite nombre d'aquifères de surface saturés et peu profonds en Alberta et que, en de nombreux endroits de la province, les sources d'eau préférées sont les aquifères contenus dans le substratum dont les eaux sont plus douces. Au Manitoba, on n'a observé aucune contamination significative des eaux souterraines à cause des exploitations agricoles, bien qu'on ait décelé une petite augmentation des concentrations de nitrates et d'azote dans certaines portions de l'aquifère du delta de l'Assiniboine, où l'on pratique l'agriculture par irrigation (Henry et Meneley, 1993). Dans l'aquifère d'Odanah Shale, toutefois, 19 des 98 échantillons prélevés contenaient des concentrations de nitrates et d'azote supérieures à 10 milligrammes par litre (tableau 4), bien que les nitrates présents à l'état naturel puissent être en partie responsables des concentrations élevées de nitrates (Betcher, 1997). Cependant, en Saskatchewan, où les aquifères à nappe libre peu profonds approvisionnent près de 60 % des exploitations agricoles, une étude récente a révélé que les concentrations de nitrates dépassaient les seuils de 10 milligrammes par litre de nitrates et d'azote établis dans les recommandations dans 36 % des puits privés échantillonnés (Vogelsang et Kent, 1997). La plupart des puits qui contenaient des nitrates en excès se trouvaient à proximité de fermes bovines ou avicoles.

Les nitrates contenus dans les engrais et le fumier contaminent de manière significative les eaux souterraines de l'Ontario. Sur 1 212 puits domestiques du secteur agricole qui ont été étudiés en 1991 et en 1992, 12,8 % contenaient des concentrations de nitrates et d'azote supérieures à 10 milligrammes par litre durant l'hiver et 14,3 % durant l'été (Rudolph et Goss, 1993; Goss *et al.*, 1998; Rudolph *et al.*, 1998) (tableau 4). Une étude similaire réalisée au début des années 1950 avait produit des résultats semblables (T. Bruulsema, Institut potasse et phosphate du Canada, communication personnelle).

Au Québec, la contamination des eaux souterraines par les nitrates est associée à la production intensive de la pomme de terre. Une étude a révélé que 21 des 33 puits domestiques étudiés (63,6 %) dans les régions productrices de pommes de terre renfermaient des concentrations de nitrates et d'azote supérieures à 10 milligrammes par litre (Giroux, 1995) (tableau 4). Une autre étude menée dans une région productrice de pommes de terre des environs de Portneuf révèle que 29 des 70 puits (41,4 %) échantillonnés entre 1990 et 1991 contenaient des concentrations de nitrates et d'azote supérieures à 10 milligrammes par litre (Paradis *et al.*, 1991).

Dans les provinces de l'Atlantique, la contamination des eaux souterraines survient principalement dans les zones où la production de pommes de terre et de maïs est intensive. Au milieu des années 1980, jusqu'à 22 % des puits des régions agricoles de la vallée de la rivière Saint-Jean étaient contaminés, tout dépendant du mois d'échantillonnage (tableau 4). En Nouvelle-Écosse, les concentrations de nitrates et d'azote dépassaient 10 milligrammes par litre dans 13 % des 237 puits échantillonnés dans le comté de King, une région agricole très productive située à l'extrémité est de la vallée de l'Annapolis (Briggins et Moerman, 1995). Par contre, à l'Île-du-Prince-Édouard, à peine 1,5 % des 2 216 puits d'eau potable renfermait des concentrations de nitrates et d'azote

supérieures à 10 milligrammes par litre (Somers, 1998). Toutefois, une étude menée en 1997 sur des échantillons d'eau provenant de 146 fermes laitières a révélé que 44 % de ces échantillons contenaient des nitrates et de l'azote en concentrations supérieures au seuil de 10 milligrammes par litre (VanLeeuwen, 1998).

Forêts

Les préoccupations relatives aux effets de la pollution atmosphérique sur les forêts ont conduit le Service canadien des forêts à mettre sur pied le Dispositif national d'alerte rapide pour les pluies acides (DNARPA) en 1984. Ce réseau national de surveillance biologique a pour but de déceler les signes précoces des effets des pluies acides sur les forêts afin de favoriser la prise de mesures avant que les dommages anticipés ne se produisent. Le terme « pluie acide » englobe toutes les formes de pollution atmosphérique : dépôts secs et humides d'oxydes de soufre (SO_x), oxydes d'azote (NO_x), polluants gazeux (ozone) et particules en suspension dans l'air.

Selon les dernières analyses effectuées par le DNARPA (1994), il n'existe aucun signe de dégradation à grande échelle de l'état de santé des forêts au Canada (Ressources naturelles Canada, 1999). Le taux de mortalité des arbres se situe, la plupart du temps, dans la plage normale de 1 à 2 % et est principalement dû à des causes naturelles. Néanmoins, on a observé certains dommages forestiers qui pourraient être attribuables à des polluants. Par exemple, dans la région de la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick, le dépérissement du bouleau coïncide avec la présence de brouillard acide et des concentrations élevées d'ozone troposphérique (Cox *et al.*, 1996). On a constaté une moucheture des aiguilles chez les conifères en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick, bien qu'il faille encore en vérifier les causes. Cependant, aucune donnée ne semble indiquer que des concentrations élevées d'oxydes d'azote ou d'ammoniac ou, encore, des dépôts directs d'azote sur la végétation ont causé le déclin des forêts canadiennes.

Effets sur la santé humaine

L'ammoniac ne représente pas un danger pour la santé humaine aux concentrations auxquelles il est présent à l'état naturel dans l'environnement. Cependant, l'exposition à ce composé, notamment dans les milieux aquatiques, peut avoir plusieurs répercussions sur la santé humaine. En outre, les travailleurs qui manipulent et transportent de l'ammoniac peuvent être exposés à des émanations dangereuses d'ammoniac. La conséquence la plus grave d'une exposition au gaz est l'œdème pulmonaire (présence de liquide dans les poumons). Vient ensuite l'irritation sévère des muqueuses (Environnement Canada, 1997b; Organisation mondiale de la santé, 1997).

L'exposition à des concentrations dangereuses de nitrates et de nitrites se produit occasionnellement, principalement par l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés (voir le paragraphe Eaux souterraines dans le chapitre Effets toxiques de l'apport d'éléments nutritifs). Bien que les nitrates eux-mêmes soient relativement inoffensifs pour l'homme, environ le quart des nitrates ingérés sont transformés en nitrites par les microorganismes présents dans la salive. Une fois dans le système sanguin, les nitrites empêchent le sang de libérer l'oxygène en transformant l'hémoglobine en méthémoglobine. L'absorption de grandes quantités de nitrates ou de nitrites peut entraîner une méthémoglobinémie, qui se traduit tout d'abord par une coloration bleue de la peau, mais qui peut conduire à l'asphyxie et à la mort lorsque la concentration de

méthémoglobine dans le sang devient très élevée (Santé Canada, 1992; OMS, 1997). Les nourrissons sont beaucoup plus sensibles à la méthémoglobinémie que les enfants plus âgés et les adultes. On ne connaît pas l'incidence de la méthémoglobinémie au Canada (Santé Canada, 1997). Les nitrates et les nitrites suscitent également des préoccupations, car les nitrites réagissent avec les acides aminés de l'estomac pour former des composés appelés nitrosamines qui, selon des essais menés sur des animaux, seraient hautement cancérogènes (Ramade, 1987). Les nitrosamines pourraient donc être cancérogènes pour les humains (Fraser, 1985). Toutefois, la National Academy of Sciences des États-Unis concluait, il y a quelques années, qu'il n'existait aucune preuve de corrélation entre les nitrates et l'accroissement du risque de cancer de l'estomac. Au contraire, des études récentes ont montré que les nitrates pouvaient jouer un rôle positif dans l'alimentation des adultes (T. Bruulsema, Institut potasse et phosphate du Canada, communication personnelle).

D'autres risques menacent la santé humaine lorsque des éléments nutritifs, notamment l'azote, stimulent la croissance d'espèces phytoplanctoniques toxiques dans les eaux douces et salées. La consommation d'algues toxiques ou d'organismes qui s'en nourrissent (p. ex. les mollusques et crustacés) peut avoir des effets graves chez les humains et les autres animaux terrestres.

En eau salée, les toxines produites par des algues marines microscopiques peuvent atteindre des concentrations indésirables durant les périodes annuelles de prolifération où certaines espèces d'algues sont très abondantes. Elles se concentrent à mesure que l'on monte dans la chaîne alimentaire, c'est-à-dire lorsque les algues sont consommées par les crustacés, les mollusques et d'autres organismes aquatiques. Bien que les crustacés et les mollusques soient peu affectés par les toxines, une seule mye peut en accumuler suffisamment pour provoquer la mort chez l'être humain (Anderson, 1994). Au Canada, les intoxications dues aux algues sont de trois types (Santé Canada, 1997).

- L'intoxication par phycotoxine paralysante, qui est due à des toxines produites par une espèce dinoflagellée, *Alexandrium fundyense*. Lorsque cette espèce prolifère, on peut observer une coloration rouge de l'eau, un phénomène connu sous le nom de « marée rouge ». Les phycotoxines peuvent s'accumuler dans les homards, les myes, les huîtres et les moules. Bien que les épisodes d'intoxication par phycotoxine paralysante soient rares au Canada, quelques cas seulement étant déclarés par année, cette toxine continue de représenter un problème dans trois régions du pays : l'estuaire du Saint-Laurent, la partie inférieure de la baie de Fundy et toute la côte de la Colombie-Britannique (Santé Canada, 1997).
- L'intoxication par phycotoxine diarrhéique, qui est due à des toxines produites par un type d'algue connu sous le nom de *Dinophysis* spp. On trouve parfois ces toxines dans les myes et dans les moules. En 1990, le premier épisode d'intoxication par phycotoxine diarrhéique déclaré en Amérique du Nord s'est produit en Nouvelle-Écosse, après que 13 personnes eurent consommé des moules contaminées. Depuis lors, un autre épisode a été signalé, mais le nombre de cas est probablement beaucoup plus élevé, car les symptômes ressemblent à ceux de la grippe intestinale (Santé Canada, 1997).
- L'intoxication par phycotoxine amnésique, ainsi nommée parce que certaines personnes peuvent souffrir de pertes permanentes de la mémoire à court terme, est causée par l'acide domoïque, une toxine produite par une algue minuscule appelée diatomée. L'intoxication par phycotoxine amnésique a été associée à des proliférations importantes d'une espèce de diatomée, *Nitzschia pungens*. En novembre et en décembre 1987, 105 cas

aigus de la maladie et trois décès ont été constatés à la suite de la consommation de moules bleues contaminées en provenance de l'Île-du-Prince-Édouard (Bates *et al.*, 1989). Il s'agissait du premier incident connu au Canada d'empoisonnement humain dû à l'ingestion d'acide domoïque.

Devant les préoccupations suscitées par la contamination des crustacés et des mollusques par les algues et d'autres sources, le gouvernement du Canada a élaboré le Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques et le Programme canadien de salubrité des eaux coquillières. Les principaux objectifs de ces programmes sont de faire en sorte que les zones de croissance des myes, des moules, des huîtres, des pétoncles et d'autres mollusques soient conformes à des critères fédéraux approuvés de qualité de l'eau, que les sources de pollution dans ces zones soient connues et que tous les crustacés et mollusques vendus sur une échelle commerciale soient récoltés, transportés et transformés d'une manière approuvée. Désormais, les mollusques font régulièrement l'objet d'essais visant à déceler la présence de toxines phytoplanctoniques qui pourraient représenter une menace sérieuse pour la santé humaine (Todd, 1990; A. Menon, Environnement Canada, communication personnelle).

En eau douce, les proliférations d'algues toxiques mettent habituellement en cause les cyanophycées. Au Canada, on observe habituellement des proliférations de ce genre à la fin de l'été et au début de l'automne (Granéli *et al.*, 1990; Nascimento et Azevedo, 1999). La toxicité de ces algues peut varier avec le temps. Dans certains cas, l'écume que forment les cyanophycées peut demeurer toxique même après avoir séché sur le rivage. De nombreuses espèces de cyanophycées peuvent fixer l'azote gazeux atmosphérique dans leurs cellules, de sorte qu'elles sont souvent avantagées par rapport aux autres algues dans les eaux qui contiennent de faibles concentrations d'azote et deviennent dominantes.

Les toxines des cyanophycées, qui sont expulsées lorsque les cellules vieillissent et se rompent, peuvent endommager le foie ou le système nerveux (Kotak *et al.*, 1993). Les animaux qui boivent de l'eau renfermant des neurotoxines de cyanophycées peuvent mourir d'un arrêt respiratoire en moins de cinq minutes. La quantité d'eau contaminée nécessaire pour tuer un animal est fonction de facteurs tels que le type et la quantité de toxines produites par les cellules, la concentration de cellules et l'espèce, la taille, le sexe et l'âge de l'animal (Carmichael, 1994).

On a confirmé le décès d'une seule personne dû à un empoisonnement par les cyanophycées à l'échelle de la planète. La faible incidence de décès est due en grande partie à l'apparence et à l'odeur repoussantes de l'eau contaminée par les proliférations phytoplanctoniques plutôt qu'à une résistance physique plus grande aux toxines libérées par les cyanophycées. Des expositions accidentelles peuvent toutefois survenir au cours d'activités récréatives telles que la baignade, le canotage et la voile. Les symptômes associés à l'ingestion de ces organismes peuvent comprendre de la fièvre, des maux de tête, des étourdissements, des crampes d'estomac, des vomissements, de la diarrhée, une irritation de la peau et des yeux, des maux de gorge et une tuméfaction des lèvres. Les enfants courent davantage de risques car ils passent plus de temps dans l'eau que les adultes, sont plus susceptibles d'avaler de l'eau contaminée et peuvent afficher une plus faible tolérance aux algues toxiques (Santé Canada, 1997). La consommation d'eau contenant de faibles concentrations de toxines des cyanophycées pendant toute une vie pourrait également contribuer à l'apparition du cancer (Carmichael, 1994).

On a trouvé des cyanophycées dans des lacs de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba et de l'Ontario (Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement, 1987). En raison des risques associés à la consommation d'eau contaminée par des toxines d'algues, Santé Canada a proposé une recommandation qui établit à 1,5 microgramme par litre la concentration de microcystine-LR, une toxine du foie, dans l'eau potable (Santé Canada, 1998). Les réserves d'eau contaminées par des cyanophycées toxiques peuvent souvent être traitées au moyen de certains algicides. La mort de l'algue peut toutefois entraîner la libération des toxines dans l'eau environnante (Carmichael, 1994; Jones et Orr, 1994).

Effets socioéconomiques

Les épisodes de proliférations d'algues toxiques ont forcé la fermeture de plusieurs exploitations conchylicoles dans les zones côtières canadiennes. En Colombie-Britannique, par exemple, on a interdit la récolte de mollusques et crustacés dans 246 zones, couvrant une superficie de 1 050 kilomètres carrés, depuis juillet 1999 (Environnement Canada, 2001). Bien que la plupart de ces fermetures soient dues à la contamination par des agents pathogènes, plusieurs d'entre elles étaient directement liées à l'accumulation de toxines algales dans les mollusques et crustacés. La superficie de la zone côtière de la Colombie-Britannique où la pêche aux mollusques et crustacés a été interdite a augmenté de manière substantielle depuis qu'Environnement Canada a commencé à évaluer régulièrement la qualité sanitaire des eaux coquillières, c'est-à-dire depuis le début des années 1970 (Indicateurs environnementaux de la région du Pacifique et du Yukon, 1998). Une partie seulement de cette augmentation peut être attribuée à l'intensification des activités de surveillance. Les recettes générées par l'ensemble de l'industrie conchylicole commerciale sauvage ayant été estimées à plus de 110 millions de dollars en 1997, la fermeture d'un aussi grand nombre de zones de récolte représente une perte de profits importants pour l'industrie coquillière de la Colombie-Britannique et pour les collectivités qui en sont tributaires.

Sur la côte Atlantique (à l'exclusion du Québec), 35 % de la zone coquillière a été fermée en 1995, ce qui représente une perte d'environ 10 à 12 millions de dollars pour l'économie locale (Chambers *et al.*, 1997). En 1999, la zone fermée couvrait 2 065 kilomètres carrés (Environnement Canada, 2001). Au Québec, sur les 196 zones coquillières évaluées en 1999, 114 (58 %) étaient fermées en permanence et 21 (11 %) du 1er juin au 30 septembre (Environnement Canada, 1999a). On ne connaît pas exactement la proportion de ces fermetures qui est attribuable aux biotoxines.

On dispose de très peu de données sur l'incidence des biotoxines sur l'aquiculture, mais des dommages sont à craindre. Les poissons en cage étant dans l'incapacité d'éviter les zones de prolifération, des mortalités peuvent survenir par suite de l'absorption directe de toxines, de l'appauvrissement de l'eau en oxygène ou de la perturbation des fonctions des branchies. Selon Percy (1996), les proliférations phytoplanctoniques menacent sérieusement l'industrie de l'aquiculture dans la baie de Fundy, qui génère des recettes de 100 millions de dollars. Par conséquent, on surveille régulièrement la température de l'eau et les populations phytoplanctoniques pour tenter de prévenir les problèmes. Des mortalités chez les poissons sauvages peuvent également survenir en raison du transfert des toxines par le réseau trophique durant les proliférations importantes. On sait, par exemple, que les anchois des eaux de la Colombie-Britannique ont été affectés par l'acide domoïque.

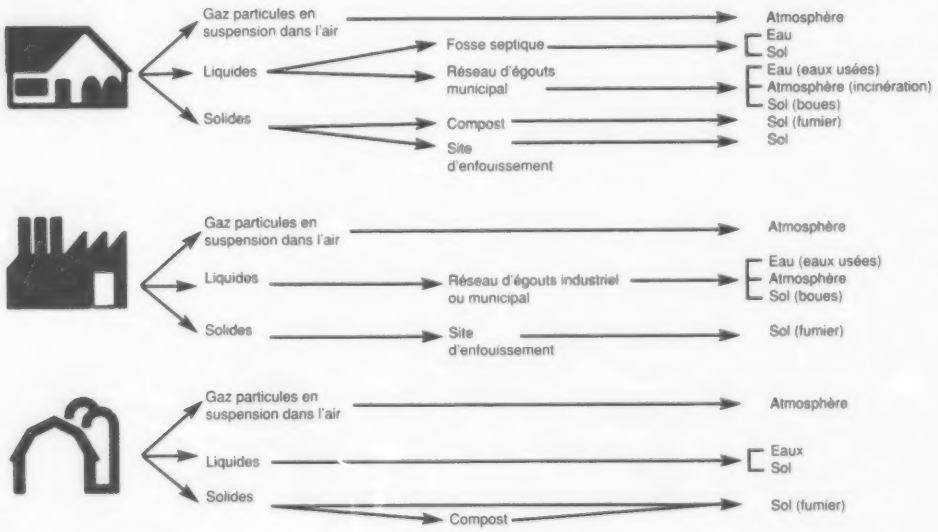
Dans les zones rurales, les proliférations de cyanophycées qui se produisent en eau douce peuvent représenter un danger pour le bétail. Durant les années 1960 et 1970, des algues toxiques ont entraîné la mort de nombreux animaux dans les provinces des Prairies et en Ontario, notamment une trentaine de chiens et un certain nombre de chevaux et de vaches. À la suite de ces incidents, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement a déconseillé aux éleveurs d'abreuver leur bétail à partir de l'eau des lacs, des mares et des cours d'eau qui contiennent des quantités importantes de cyanophycées (Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement, 1987).

Parmi les effets sur les ressources naturelles, mentionnons les mortalités chez les poissons causées par les cyanophycées (Gorham et Carmichael, 1980; Skulberg *et al.*, 1984) et une baisse générale de la reproduction chez les poissons, l'appauvrissement en oxygène entraînant une diminution du nombre d'œufs qui parviennent à éclore et une réduction de l'espace disponible pour la reproduction. Les algues toxiques ont également empoisonné des populations de sauvagines et déclenché des épizooties de botulisme aviaire (T. Leighton, Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Saskatoon, communication personnelle).

4 Sources d'éléments nutritifs

La majeure partie de l'azote et du phosphore d'origine anthropique qui pénètre dans l'environnement provient des eaux usées municipales et rurales, des activités agricoles et des déchets industriels (figure 6), dont d'importantes contributions de l'industrie aquicole et des activités forestières. Ces éléments nutritifs aboutissent en grande partie dans les eaux de surface par les rejets directs (effluents industriels et municipaux, etc.), les eaux souterraines et l'écoulement de surface (éléments nutritifs lessivés des terres agricoles, etc.), ou les dépôts atmosphériques (particules et gaz rejetés dans l'atmosphère par les cultures, les cheminées industrielles et les véhicules automobiles, etc.).

Figure 6 : Sources municipales, agricoles et industrielles et devenir de l'azote et du phosphore en quantités excessives dans l'environnement



Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 3.1.

Le présent chapitre décrit et évalue les processus par lesquels ces sources contribuent à l'eutrophisation. Le tableau 5 résume les charges en éléments nutritifs des eaux de surface et des eaux souterraines attribuables à diverses sources.

Tableau 5 : Comparaison des charges en éléments nutritifs des eaux de surface et des eaux souterraines attribuables à diverses sources au Canada en 1996

Source d'éléments nutritifs	Charge de phosphore (milliers de tonnes par année)	Charge d'azote (milliers de tonnes par année)
Municipale		
Usines de traitement des eaux usées municipales	5,6	80,3
Égouts (trop-pleins des égouts pluviaux et des égouts unitaires)	2,3	11,8
Installations septiques	1,9	15,4
Industrie	2,0	11,8
Agriculture		
Apports	442	2 784
Prélèvements	386	2 491
Ruissements	s.o.	s.o.
Aquiculture	0,5	2,3
Dépôt atmosphérique	s.o.	182 (NO_3^- and NH_4^+)

Nota : Aucune donnée sur l'industrie n'est disponible pour le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard; ces valeurs sont donc sous-estimées. Les données pour les installations septiques représentent la quantité d'éléments nutritifs rejetés après rétention dans la fosse septique et le champ d'épuration.
Les apports agricoles comprennent les engrais commerciaux, le fumier, les dépôts atmosphériques, les biosolides et l'azote fixé par les légumineuses.
Les prélèvements agricoles comprennent les récoltes et l'absorption d'éléments nutritifs par les plantes prairiales.
s.o. = sans objet.

Source : Données provisoires fournies par Chambers *et al.* (2001).

Eaux usées municipales et rurales

Les eaux usées municipales (ou eaux d'égout), qui proviennent des maisons, des immeubles à bureaux et des petites et moyennes industries, renferment un mélange complexe de solides en suspension, de microorganismes et de débris. Quelque 200 produits chimiques ont également été répertoriés dans ce flux de déchets au Canada (Gouvernement du Canada, 1996). Les éléments nutritifs présents dans ce mélange proviennent des déchets d'origine humaine, des produits d'entretien ménager (détergents à lessive, détergents pour lave-vaisselle, produits de nettoyage généraux, etc.) ainsi que des sous-produits industriels. Les déchets d'origine humaine sont responsables de plus de 90 % de la charge en azote, la majeure partie étant sous forme d'ammoniac. Ils constituent également la plus importante source de phosphore dans les eaux d'égout, suivis de loin par les détergents pour lave-vaisselle.

Presque toutes les eaux usées municipales au Canada subissent l'un ou plusieurs des traitements suivants :

- *Traitement primaire*, lequel consiste en des procédés physiques qui retiennent les solides en suspension.
- *Traitement secondaire*, lequel consiste en des procédés biologiques qui fractionnent la matière organique et éliminent les solides en suspension additionnels.

Le présent chapitre décrit et évalue les processus par lesquels ces sources contribuent à l'eutrophisation. Le tableau 5 résume les charges en éléments nutritifs des eaux de surface et des eaux souterraines attribuables à diverses sources.

Tableau 5 : Comparaison des charges en éléments nutritifs des eaux de surface et des eaux souterraines attribuables à diverses sources au Canada en 1996

Source d'éléments nutritifs	Charge de phosphore (milliers de tonnes par année)	Charge d'azote (milliers de tonnes par année)
Municipale		
Usines de traitement des eaux usées municipales	5,6	80,3
Égouts (trop-pleins des égouts pluviaux et des égouts unitaires)	2,3	11,8
Installations septiques	1,9	15,4
Industrie	2,0	11,8
Agriculture		
Apports	442	2 784
Prélèvements	386	2 491
Ruissements	s.o.	s.o.
Aquiculture	0,5	2,3
Dépôt atmosphérique	s.o.	182 (NO_3^- and NH_4^+)

Nota : Aucune donnée sur l'industrie n'est disponible pour le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard; ces valeurs sont donc sous-estimées. Les données pour les installations septiques représentent la quantité d'éléments nutritifs rejetés après rétention dans la fosse septique et le champ d'épuration.
Les apports agricoles comprennent les engrais commerciaux, le fumier, les dépôts atmosphériques, les biosolides et l'azote fixé par les légumineuses.
Les prélèvements agricoles comprennent les récoltes et l'absorption d'éléments nutritifs par les plantes prairiales.
s.o. = sans objet.

Source : Données provisoires fournies par Chambers *et al.* (2001).

Eaux usées municipales et rurales

Les eaux usées municipales (ou eaux d'égout), qui proviennent des maisons, des immeubles à bureaux et des petites et moyennes industries, renferment un mélange complexe de solides en suspension, de microorganismes et de débris. Quelque 200 produits chimiques ont également été répertoriés dans ce flux de déchets au Canada (Gouvernement du Canada, 1996). Les éléments nutritifs présents dans ce mélange proviennent des déchets d'origine humaine, des produits d'entretien ménager (détergents à lessive, détergents pour lave-vaisselle, produits de nettoyage généraux, etc.) ainsi que des sous-produits industriels. Les déchets d'origine humaine sont responsables de plus de 90 % de la charge en azote, la majeure partie étant sous forme d'ammoniac. Ils constituent également la plus importante source de phosphore dans les eaux d'égout, suivis de loin par les détergents pour lave-vaisselle.

Presque toutes les eaux usées municipales au Canada subissent l'un ou plusieurs des traitements suivants :

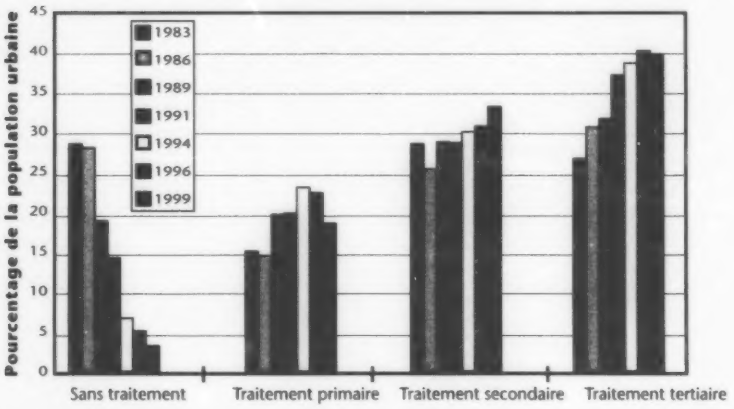
- *Traitement primaire*, lequel consiste en des procédés physiques qui retiennent les solides en suspension.
- *Traitement secondaire*, lequel consiste en des procédés biologiques qui fractionnent la matière organique et éliminent les solides en suspension additionnels.

- *Traitement tertiaire,* lequel consiste en un traitement chimique ou biologique de pointe qui élimine certains composés ou certaines matières qui n'ont pas été éliminés par le traitement secondaire.

Certains éléments nutritifs présents dans les eaux usées peuvent être enlevés par décantation, mais on peut également utiliser un agent de précipitation, comme l'alun, dans l'un ou l'autre des traitements susmentionnés, pour éliminer les phosphates plus rapidement. Pour éliminer l'azote avec efficacité, il faut ajouter certaines bactéries pendant le traitement secondaire. Les traitements plus élaborés donnent généralement lieu à une réduction importante des charges en éléments nutritifs dans les eaux réceptrices. Dans l'ensemble, toutefois, le traitement primaire peut réduire les charges de façon substantielle.

Le pourcentage de Canadiens desservis par des installations de traitement des eaux usées s'est accru. Ainsi, en 1999, 73 % des Canadiens étaient raccordés à des réseaux d'égouts municipaux (Environnement Canada, 1999b), tandis que 25 % disposaient de champs d'épuration pour traiter leurs eaux usées. Les 2 % restants habitaient des collectivités de moins de 1 000 habitants et rejetaient vraisemblablement leurs eaux usées dans des lagunes. Parmi les Canadiens raccordés à un réseau d'égouts, 97 % (21,9 millions de personnes) étaient desservis par des installations de traitement des eaux usées en 1999, comparativement à 72 % en 1983 (figure 7). Les 3 % qui restent (environ 0,8 million de Canadiens) étaient reliés à des réseaux d'égouts qui déversaient directement les eaux usées dans des lacs, des cours d'eau ou des océans (Environnement Canada, 2001). Des rejets d'eaux usées non traitées peuvent également se produire dans les municipalités dotées de réseaux d'égouts unitaires, lesquels transportent à la fois les eaux usées brutes et les eaux pluviales. Or, au cours des périodes de fortes précipitations ou de fonte des neiges, on permet souvent un rejet du flux excédentaire dans les eaux réceptrices afin d'éviter le refoulement des égouts dans les sous-sols ou la surcharge de l'installation de traitement. De tels rejets peuvent contribuer en grande partie à la charge en éléments nutritifs.

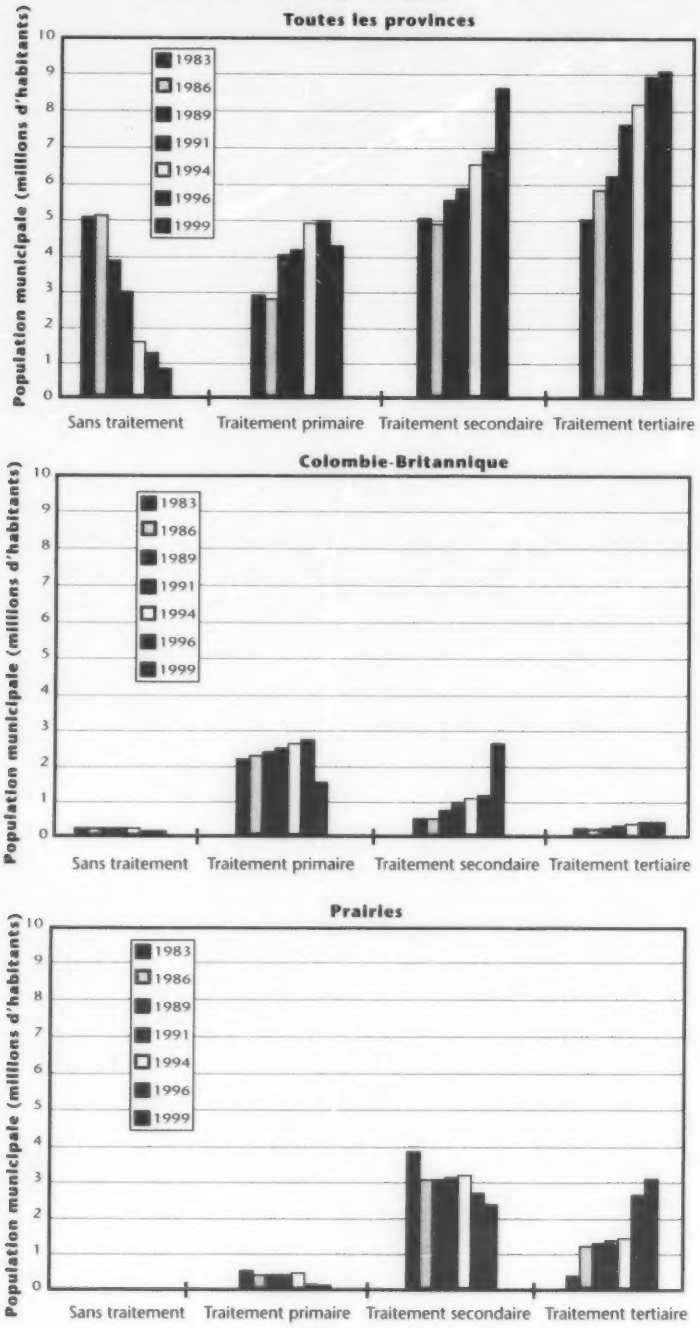
Figure 7 : Proportion de la population canadienne desservie par des installations de traitement des eaux usées municipales, 1983–1999



Nota : (i) Fait référence uniquement à la population municipale branchée à un réseau d'égouts municipal.
(ii) La MUD contient des données sur l'utilisation de l'eau et des données relatives aux eaux usées qui sont recueillies, à intervalles de deux ou trois ans, sur les municipalités canadiennes de 1 000 habitants ou plus. Les municipalités font rapport de leurs niveaux de traitement des eaux usées en se basant sur les définitions fournies dans l'enquête. Il se peut donc que certaines municipalités indiquent des niveaux de traitement différents de ceux qui sont consignés par d'autres organismes (c.-à-d. les organismes provinciaux, territoriaux, régionaux et non gouvernementaux) en raison de différences dans les définitions des niveaux de traitement (voir la figure 8 pour les définitions de la MUD). De plus, quand il y a plusieurs installations de traitement dans une même municipalité, les diverses données sont parfois fusionnées dans la MUD pour obtenir un seul niveau de traitement global.

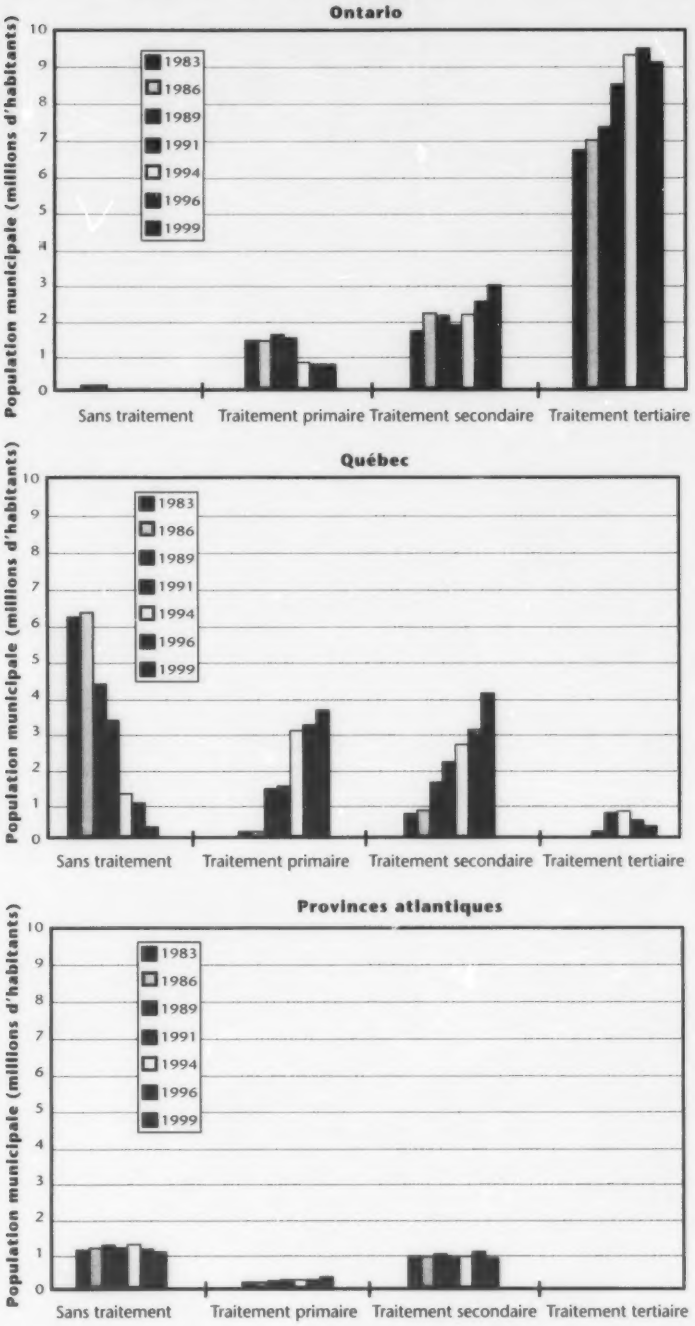
Source : Environnement Canada, Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD).

Figure 8 : Nombre de Canadiens desservis par une installation de traitement des eaux usées, 1983–1999 par région



(suivre sur la page suivante)

Figure 8 : Nombre de Canadiens desservis par une installation de traitement des eaux usées, 1983–1999, par région



Nota : (i) La légère baisse dans le traitement tertiaire en Ontario et au Québec entre 1996 et 1999 résulte vraisemblablement de la modification apportée à compter de 1996 aux méthodes de vérification des données déclarées pour le relevé sur l'utilisation de l'eau par les municipalités.
(ii) Le relevé sur l'utilisation de l'eau par les municipalités définit le traitement primaire comme étant toute forme de traitement mécanique des eaux usées, le traitement secondaire comme le traitement biologique des eaux usées ou la stabilisation des déchets dans des bassins de rétention et le traitement tertiaire comme toute forme de traitement offrant un degré supérieur de traitement que le traitement secondaire.
(iii) Il est important de noter que si l'on utilise des définitions du niveau de traitement des eaux usées qui diffèrent de celles établies par l'enquête MUD, il est possible d'obtenir des résultats différents de ceux représentés dans la figure 8. D'après les définitions de l'enquête MUD, le dégrillage peut être considéré comme étant traitement primaire.

Source: Environnement Canada, Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD).

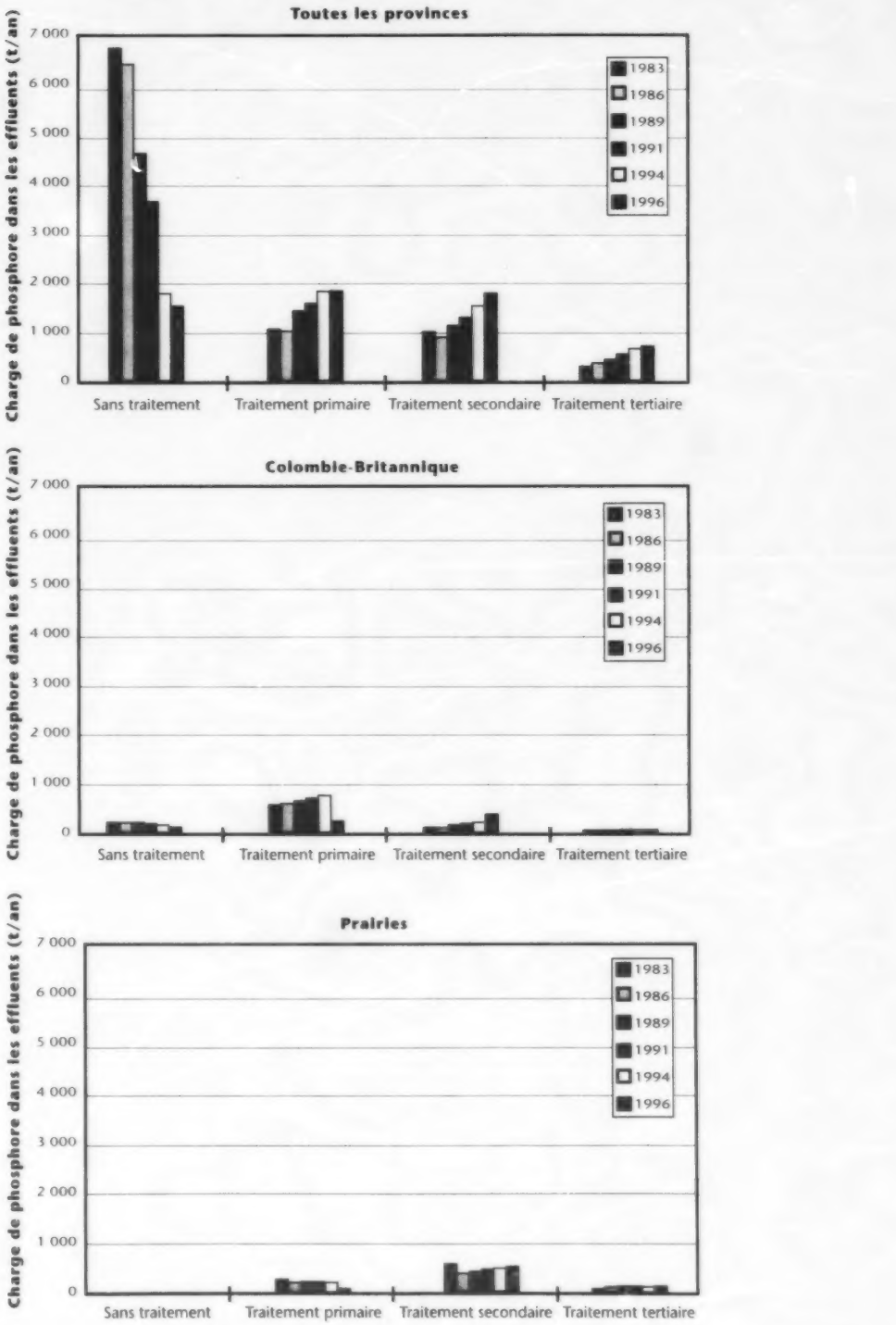
Le niveau de traitement des eaux usées varie beaucoup au Canada mais, comme l'indique la figure 8, il s'améliore dans l'ensemble avec la modernisation des installations de traitement des eaux usées municipales. En 1999, 78 % de la population canadienne (17,6 millions de personnes) était reliée à des installations de traitement secondaire ou tertiaire, une hausse de 56 % par rapport à 1983. En 1983, entre 16 et 17 % de la population était desservie par des installations de traitement primaire, comparativement à 23 % en 1994. En 1999, environ 19 % de la population (4,3 millions de Canadiens) était desservie par des installations de traitement primaire. Cette baisse s'explique cependant par le fait que les municipalités ont modernisé leurs installations de traitement des eaux usées (p. ex. le district régional du Grand Vancouver). Il est à noter cependant que la majeure partie de ces changements se sont produits au Québec, qui a vu le pourcentage de sa population desservie par des installations de traitement des eaux usées passer de 2 % en 1980 à 75 % en 1991 (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1995). À l'échelle du Canada, le niveau de traitement a tendance a être plus élevé dans les régions de l'intérieur, où les eaux usées sont rejetées dans les lacs ou les cours d'eau, et moins élevé dans les régions côtières, où les eaux usées sont rejetées dans les océans ou les estuaires.

En 1999, environ 82 750 tonnes d'azote total (c.-à-d. l'azote sous toutes ses formes chimiques) ont abouti dans les eaux de surface canadiennes par suite du rejet d'eaux usées municipales - une augmentation de 24 % par rapport à 1983. En raison de leur poids démographique, ce sont l'Ontario et le Québec qui viennent en tête. En 1996, dans l'ensemble, la quantité d'azote total rejetée par les installations municipales s'établissait à 71 000 tonnes dans les eaux intérieures, à 5 100 tonnes dans les eaux côtières du Pacifique et à 5 500 tonnes dans celles de l'Atlantique.

En 1999, on estime que 4 950 tonnes de phosphore total ont été rejetées dans les eaux de surface au Canada par les installations de traitement des eaux usées urbaines - une diminution de 44 % depuis 1983. La charge en phosphore total provenant des installations de traitement des eaux usées municipales de l'Ontario (1 000 tonnes en 1996) était semblable à celle de la Colombie-Britannique (1 000 tonnes) et à celle des provinces de l'Atlantique (900 tonnes), même si la population ontarienne est trois fois supérieure à celle de la Colombie-Britannique et cinq fois plus importante que celle de la région de l'Atlantique (figure 9). Si l'Ontario rejette moins de phosphore par habitant, c'est que la majeure partie de sa population est desservie par des installations de traitement tertiaire, tandis que de nombreuses populations côtières ne sont desservies que par des installations de traitement primaire ou, encore, n'assurent aucune forme de traitement (tableau 6). En 1996, la quantité totale de phosphore rejetée par l'ensemble des eaux usées municipales s'établissait à 4 200 tonnes dans les eaux intérieures, à 460 tonnes dans les eaux côtières du Pacifique, à 890 tonnes dans celles de l'Atlantique et à 2 tonnes dans celles de l'Arctique.

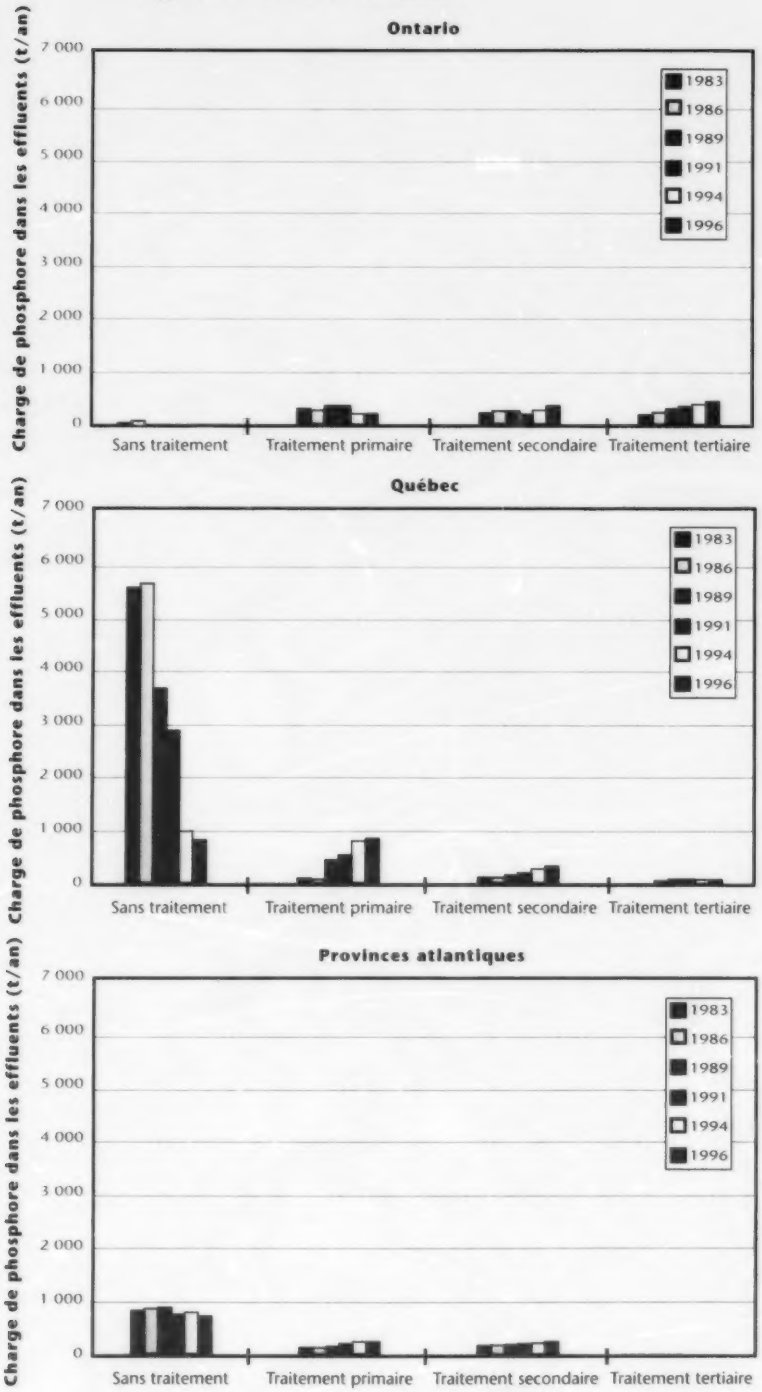
Les charges en azote et en phosphore ne sont pas entièrement bioassimilables (c.-à-d. assimilables par le phytoplancton et d'autres algues et végétaux et, par conséquent, capables de provoquer l'eutrophisation). Dans le cas de l'azote, environ 60 % de la charge totale est bioassimilable, sous la forme d'ammoniac libre, tandis que pour le phosphore, entre 65 et 100 % de la charge totale est bioassimilable (Tchobanoglous et Burton, 1991)

Figure 9 : Charges en phosphore attribuables aux effluents municipaux pour chaque région du Canada, 1983–1996



(suivre sur la page suivante)

Figure 9 : Charges en phosphore attribuables aux effluents municipaux pour chaque région du Canada, 1983–1996



Nota : Les notes explicatives des Figures 7 et 8 sur la base de données, portent sur les définitions sur lesquelles la présente figure se base.

Source : Chambers *et al.* (2001), Figure 3.5.

Tableau 6 : Charges totales en phosphore dans les effluents finaux et efficacité de la déphosphoration pour divers niveaux de traitement des eaux usées

Type de traitement	Déphosphoration?	Nombre d'installations échantillonnées	Charge totale de phosphore de l'effluent (grammes par personne par jour)	Efficacité totale de la déphosphoration (%)
Primaire	non	9	1,71	36,3
	oui	19	0,75	75,5
	moyenne	**28**	**1,06**	**62,9**
Secondaire	non	46	1,03	59,0
	oui	137	0,42	88,4
	moyenne	**183**	**0,58**	**81,0**
Lagunes	non	45	0,78	65,5
	oui	76	0,20	92,5
	moyenne	**121**	**0,42**	**82,4**
Tertiaire	non	2	1,02	58,7
	oui	33	0,15	94,7
	moyenne	**35**	**0,20**	**92,7**

Nota : Ces valeurs ont été calculées à partir des données présentées dans une étude de 1991 sur les usines de traitement des eaux usées municipales de l'Ontario (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, 1993). L'efficacité de la déphosphoration a été calculée par soustraction des charges des influents et des effluents et exprimée en pourcentage de la charge des influents.

Source : Chambers *et al.* (2001), tableau 3.1.

Les *boues d'épuration*, qui sont produites par les trois procédés de traitement des eaux usées, sont les solides organiques et minéraux résultant de la décomposition et du dépôt des substances présentes dans les eaux usées traitées (Warman, 1997). Les boues primaires, comme leur nom l'indique, sont les matières qui se déposent pendant le processus de sédimentation du traitement primaire. Ce traitement produit environ 80 grammes de solides par personne par jour, le traitement secondaire, quelque 115 grammes, et le traitement tertiaire, à peu près 145 grammes (Black *et al.*, 1984).

Comme les boues d'épuration contiennent habituellement environ 4 % d'azote et 2,5 % de phosphore (Webber et Bates, 1997), elles peuvent constituer un amendement intéressant pour les terres agricoles. Ce n'est cependant pas le cas des boues industrielles qui peuvent renfermer de fortes concentrations de métaux lourds, d'agents pathogènes (Webber et Bates, 1997) ou de produits chimiques organiques. La plupart des provinces ont adopté des lignes directrices en matière d'épandage des biosolides (c.-à-d. les boues utilisées comme engrais pour les cultures) sur les terres agricoles. Ces lignes directrices tiennent compte de la teneur en éléments nutritifs des biosolides et des besoins des cultures et limitent l'accumulation de métaux lourds et de microéléments nutritifs dans les sols agricoles.

Comme les coûts d'enfouissement sont à la hausse, l'épandage sur les terres agricoles devient la solution la plus économique pour éliminer les boues. Au début des années 1980, la production de

Tableau 6 : Charges totales en phosphore dans les effluents finaux et efficacité de la déphosphoration pour divers niveaux de traitement des eaux usées

Type de traitement	Déphosphoration?	Nombre d'installations échantillonnées	Charge totale de phosphore de l'effluent (grammes par personne par jour)	Efficacité totale de la déphosphoration (%)
Primaire	non	9	1,71	36,3
	oui	19	0,75	75,5
	moyenne	**28**	**1,06**	**62,9**
Secondaire	non	46	1,03	59,0
	oui	137	0,42	88,4
	moyenne	**183**	**0,58**	**81,0**
Lagunes	non	45	0,78	65,5
	oui	76	0,20	92,5
	moyenne	**121**	**0,42**	**82,4**
Tertiaire	non	2	1,02	58,7
	oui	33	0,15	94,7
	moyenne	**35**	**0,20**	**92,7**

Nota : Ces valeurs ont été calculées à partir des données présentées dans une étude de 1991 sur les usines de traitement des eaux usées municipales de l'Ontario (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, 1993). L'efficacité de la déphosphoration a été calculée par soustraction des charges des influents et des effluents et exprimée en pourcentage de la charge des influents.

Source : Chambers *et al.* (2001), tableau 3.1.

Les *boues d'épuration*, qui sont produites par les trois procédés de traitement des eaux usées, sont les solides organiques et minéraux résultant de la décomposition et du dépôt des substances présentes dans les eaux usées traitées (Warman, 1997). Les boues primaires, comme leur nom l'indique, sont les matières qui se déposent pendant le processus de sédimentation du traitement primaire. Ce traitement produit environ 80 grammes de solides par personne par jour, le traitement secondaire, quelque 115 grammes, et le traitement tertiaire, à peu près 145 grammes (Black *et al.*, 1984).

Comme les boues d'épuration contiennent habituellement environ 4 % d'azote et 2,5 % de phosphore (Webber et Bates, 1997), elles peuvent constituer un amendement intéressant pour les terres agricoles. Ce n'est cependant pas le cas des boues industrielles qui peuvent renfermer de fortes concentrations de métaux lourds, d'agents pathogènes (Webber et Bates, 1997) ou de produits chimiques organiques. La plupart des provinces ont adopté des lignes directrices en matière d'épandage des biosolides (c.-à-d. les boues utilisées comme engrais pour les cultures) sur les terres agricoles. Ces lignes directrices tiennent compte de la teneur en éléments nutritifs des biosolides et des besoins des cultures et limitent l'accumulation de métaux lourds et de microéléments nutritifs dans les sols agricoles.

Comme les coûts d'enfouissement sont à la hausse, l'épandage sur les terres agricoles devient la solution la plus économique pour éliminer les boues. Au début des années 1980, la production de

boues s'établissait à 500 000 tonnes par année (poids sec). En moyenne, 42 % de ces boues étaient épandues sur des terres agricoles, le reste étant soit incinéré, soit enfoui (Organisation de coopération et de développement économiques, 1995). Au début des années 1980, 8 400 tonnes d'azote et 5 300 tonnes de phosphore présents dans les boues d'épuration ont été épandues chaque année sur les terres agricoles au Canada.

Environ 8 millions de Canadiens, soit un peu plus du quart de la population, sont raccordés à des installations septiques. Or, dans maintes localités, il y a trop de fosses septiques pour la superficie des terres disponibles. De nombreuses installations sont également mal entretenues ou ont été aménagées trop près d'une rive ou dans des zones aux conditions pédologiques non appropriées. Ainsi, d'après la population de 1996, près de 15 400 tonnes d'azote et de 1 900 tonnes de phosphore auraient été rejetées par les installations septiques au Canada. De tels rejets peuvent contaminer l'eau souterraine et, subséquemment, les eaux de surface.

Agriculture

L'épandage d'engrais chimiques ou de fumier en quantités supérieures aux besoins des cultures peut entraîner l'accumulation d'éléments nutritifs dans le sol, lesquels peuvent aboutir dans les eaux de surface, les eaux souterraines ou l'atmosphère.

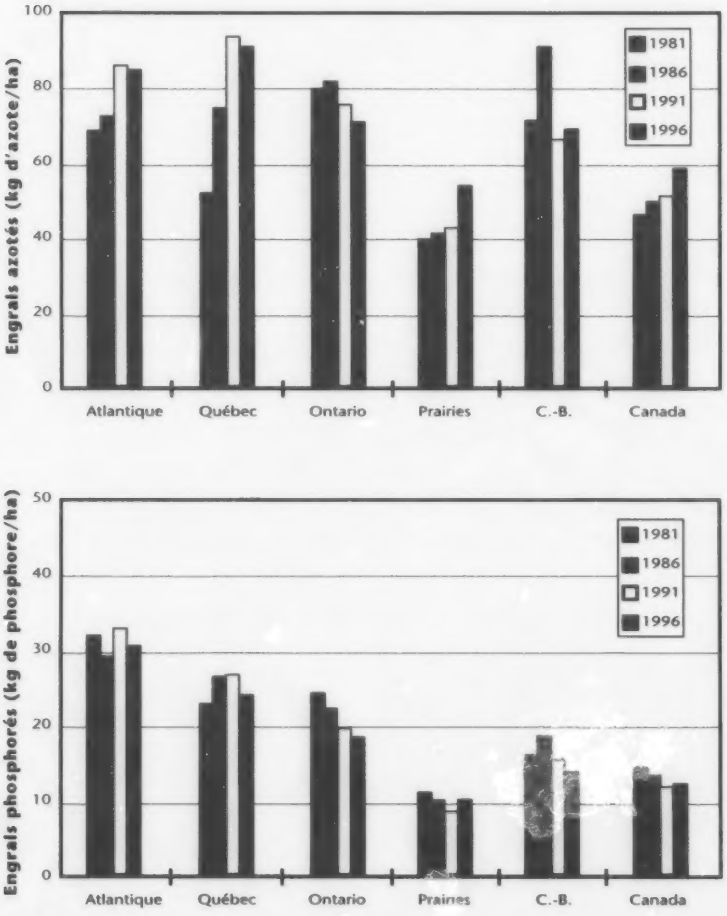
La fertilisation complémentaire permet d'accroître le rendement des cultures. Les engrais azotés sont faits à partir d'ammoniac, qui peut être utilisé directement comme engrais ou transformé en composés solides (urée, phosphate d'ammonium, nitrate d'ammonium et sulfate d'ammonium) ou en solution azotée. Les engrais phosphatés sont quant à eux produits à partir de la roche phosphatée. En 1996, 1 576 000 tonnes d'azote et 297 000 tonnes de phosphore ont été utilisées pour fertiliser les terres agricoles au Canada. En outre, 384 000 tonnes d'azote et 139 000 tonnes de phosphore ont été épandues sous forme de fumier (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 1998).

Le fumier est constitué d'aliments pour bétail non digérés (liquides et solides), de déchets métaboliques, de litière, de déchets d'aliments et d'eau. En 1996, on comptait environ 4,7 millions de bovins de boucherie, 1,2 million de bovins laitiers, 11 millions de porcs, 102,3 millions de volailles et 3,2 millions d'autres animaux sur les fermes canadiennes (Statistiques Canada, 1997). L'entreposage et l'élimination du fumier revêtent donc une importance particulière dans maintes exploitations agricoles.

Presque tout le fumier produit sur les fermes canadiennes est épandu sur les sols agricoles (Patni, 1991). Le fumier enrichit le sol en éléments nutritifs et en matières organiques. Selon le type d'élevage et l'alimentation utilisée, le fumier frais peut contenir de 50 à 80 % de l'azote et du phosphore présents à l'origine dans les aliments pour le bétail. Toutefois, seule une partie des éléments nutritifs qu'il contient est immédiatement assimilable par les cultures. Certains éléments nutritifs sont liés sous des formes organiques et ne deviennent assimilables qu'avec le temps, lorsque la matière se décompose; ils représentent donc une source d'éléments nutritifs pour plusieurs années. En 1996, l'épandage de fumier a produit en moyenne au Québec et en Colombie-Britannique respectivement entre 114 kg et 301 kg d'azote par hectare et entre 38 kg et 184 kg de phosphore par hectare pour la région Atlantique et la Colombie-Britannique respectivement. Ces chiffres ne tiennent pas compte des charges en éléments nutritifs associées au fumier des bovins de boucherie, ces animaux étant communément laissés dans des pâturages pendant la majeure partie de l'année.

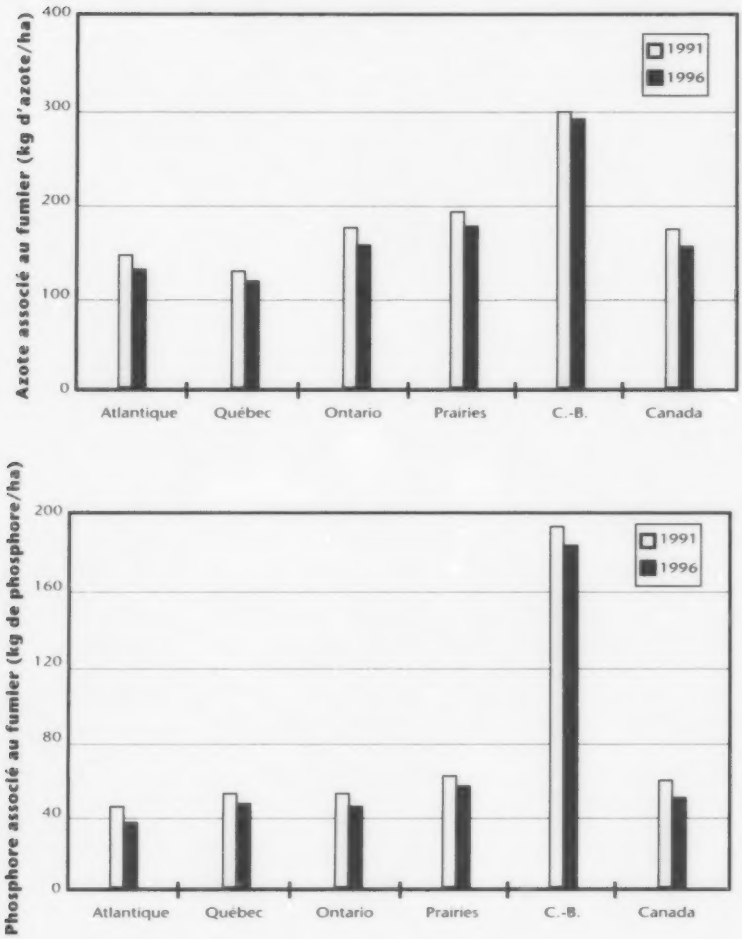
La fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses peut accroître considérablement les quantités d'azote dans le sol. Les programmes de rotation des cultures de la plupart des fermes tirent d'ailleurs profit de cette caractéristique des légumineuses. Cet azote, toutefois, est lié à la plante et doit se décomposer et se minéraliser avant d'être assimilable pour les cultures (Gleig et MacDonald, 1998). Les taux annuels de fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses varient de 53 kg par hectare pour les pois chiches à 100 kg par hectare pour le trèfle (F. Selles et R. Lemke, Agriculture et Agroalimentaire Canada, communication personnelle). En 1996, l'apport d'azote atmosphérique attribuable aux légumineuses a varié de 20 000 tonnes, dans la région de l'Atlantique, à 476 000 tonnes dans les Prairies, pour un total de 773 000 tonnes au Canada.

Figure 10 : Apports d'azote et de phosphore par les engrais (1981–1996) et le fumier (1991–1996) sur les terres cultivées du Canada



(suivre sur la page suivante)

Figure 10 : Apports d'azote et de phosphore par les engrais (1981–1996) et le fumier (1991–1996) sur les terres cultivées du Canada.



La différence entre les intrants d'éléments nutritifs (par les engrais, le fumier, la fixation de l'azote, les dépôts atmosphériques, les biosolides des boues d'épuration, les semences et le matériel d'ensemencement) et les extrants (par les cultures et les productions fourragères) indique soit un surplus (apports supérieurs aux extrants), soit un déficit (apports inférieurs aux extrants) pour l'azote. Ainsi, en 1996, les apports annuels (2,8 millions de tonnes d'azote et 442 000 tonnes de phosphore) ont surpassé les extrants (2,5 millions de tonnes d'azote et 386 000 tonnes de phosphore) de 10,7 et 12,7 % respectivement (Chambers *et al.*, 2001) sur l'ensemble des terres agricoles du Canada. Comme ces chiffres sont des moyennes, chaque région peut avoir affiché soit un surplus, soit un déficit. Néanmoins, le surplus national d'environ 0,3 million de tonne d'azote et de 56 000 tonnes de phosphore laisse présager des pertes d'éléments nutritifs dans l'environnement.

Le lessivage de l'azote dans les champs est intimement lié aux cultures. Pendant la saison de croissance, la percolation de l'eau dans le sol est limitée et l'assimilation de l'azote par les cultures

est continue. Les conditions ne sont donc pas favorables au lessivage (Gleig et MacDonald, 1998). Toutefois, après les récoltes, l'assimilation diminue, les résidus végétaux en décomposition continuent de libérer de l'azote et le lessivage augmente. Les pertes par lessivage les plus importantes surviennent donc entre la récolte d'une culture et l'émergence de la culture suivante. En général, le lessivage est moindre dans les champs fumurés que dans les champs fertilisés avec des engrais commerciaux. En effet, une partie de l'azote présent dans le fumier s'échappe dans l'air sous forme d'ammoniac et une proportion plus élevée de l'azote du fumier est liée à la matière organique (Gleig et MacDonald, 1998).

On ne dispose d'aucune estimation nationale sur les quantités d'azote et de phosphore qui s'échappent dans les eaux de surface et les eaux souterraines depuis les terres agricoles, les installations d'entreposage du fumier ou, encore, les bâtiments d'élevage et les installations de manutention du bétail.

Les émissions d'azote dans l'atmosphère liées à l'agriculture sont attribuables à la libération d'ammoniac par le fumier et les engrais et à la décomposition des nitrates dans le sol, phénomène qui produit de l'hémioxyde d'azote, de l'oxyde nitrique ou de l'azote gazeux. De l'ammoniac est également libéré par la décomposition des résidus végétaux. Les autres émissions sont associées à la combustion des carburants et au brûlage de la biomasse.

En 1995, les émissions d'azote ammoniacal associées à l'agriculture canadienne ont été estimées à 570 000 tonnes (Vézina, 1997), le fumier représentant 87 % de ce total et les engrais le reste. Le fumier des bovins a produit 59 % des émissions d'azote ammoniacal, celui des volailles, 21 %, et celui des porcs, 19 %.

Rejets industriels

Des déchets industriels peuvent être rejetés dans l'atmosphère, le sol, les eaux de surface ou l'eau souterraine depuis le site où ils sont produits ou, encore, ils peuvent être transportés hors site pour être épandus sur le sol, éliminés dans des décharges ou acheminés dans des installations de traitement des eaux usées municipales. La plupart des industries légères rejettent leurs eaux usées dans les égouts municipaux et éliminent leurs déchets solides dans les décharges municipales. Les papetières, les exploitations minières et les grandes usines manufacturières ainsi que d'autres grosses industries qui éliminent elles-mêmes leurs propres déchets doivent obtenir des permis d'exploitation auprès des gouvernements de la province ou du territoire où se trouvent leurs installations. Ces permis sont généralement assortis d'exigences quantitatives et qualitatives concernant les rejets de matières résiduaires.

De 1988 à 1998, les eaux usées rejetées dans les eaux de surface par des industries détenant un permis d'exploitation ont totalisé environ 7 588 tonnes d'azote sous forme de nitrates et 4 231 tonnes d'azote ammoniacal par année. En outre, l'Inventaire national des rejets de polluants indiquait que 6 421 tonnes d'azote sous forme d'ammoniac ont été injectées dans le sol en 1996 (Environnement Canada, 1996). L'injection de déchets se fait dans des formations géologiques connues, généralement à de grandes profondeurs, et a été grandement pratiquée en Alberta et, dans une moindre mesure, en Saskatchewan. On a surtout eu recours à ce procédé dans les secteurs du raffinage du pétrole et de la fabrication de produits chimiques organiques (en Alberta) et dans l'industrie minière (en Saskatchewan).

Au moins 2 048 tonnes de phosphore total ont été rejetées chaque année dans les eaux de surface par des industries détentrices de permis au Canada. Les années de déclaration diffèrent d'une province à l'autre et s'échelonnent de 1988 à 1998.

Les rejets industriels d'azote dans l'atmosphère se présentent sous forme d'hémioxyde d'azote, d'autres oxydes d'azote et d'ammoniac. En 1995, les émissions industrielles d'hémioxyde d'azote liées à la combustion représentaient 3 000 tonnes d'azote (Chambers *et al.*, 2001), et celles d'oxyde nitrique et de dioxyde d'azote associées à la combustion s'établissaient à 86 000 tonnes d'azote (Environnement Canada, 1999c). L'industrie pétrolière et pétrochimique a émis 113 000 tonnes d'oxydes d'azote.

Les industries chimiques et de fabrication de produits chimiques rejettent de l'ammoniac dans l'atmosphère. Selon Vézina (1997), 27 000 tonnes d'azote ammoniacal ont été rejetées dans l'atmosphère par les industries canadiennes en 1995. De ce total, 33 % était attribuable à des fabricants de produits chimiques et 31 % à l'industrie pétrolière et pétrochimique.

Aquiculture

L'aquiculture, ou élevage de poissons, de mollusques, de crustacés, de végétaux et d'autres organismes aquatiques, est présentement une petite industrie au Canada, mais elle prend rapidement de l'expansion; on produit présentement environ 45 espèces de poissons et 14 espèces d'invertébrés (voir Chambers *et al.*, 2001, tableau 3.12). En 1996, 53 000 tonnes de poisson et 19 000 tonnes de mollusques et de crustacés ont été récoltées dans les exploitations aquicoles des dix provinces, ce qui représente un chiffre d'affaires de 350 millions de dollars (Chambers *et al.*, 2001, tableau 3.13). De cette production, 58 % a eu lieu en eau salée et 42 % en eau douce (Chambers *et al.*, 2001, tableau 3.14). La majorité des exploitations étaient situées en Colombie-Britannique ou au Nouveau-Brunswick.

Les exploitations aquicoles vont du petit étang privé aux grandes installations d'élevage en cage qui produisent des milliers de tonnes de poisson par année. Les rejets d'éléments nutritifs associés à cette production résultent de l'excrétion de déchets solides ou dissous et des aliments non consommés. La quantité d'aliments utilisés et leur qualité sont proportionnelles à l'importance des pertes d'éléments nutritifs dans l'environnement, ces facteurs influant à la fois sur le gaspillage d'aliments et les pertes par excrétion (Persson, 1991; Cho et Bureau, 1997).

Des études menées sur la truite arc-en-ciel et le saumon atlantique d'élevage ont révélé que seulement de 20 à 30 % environ des éléments nutritifs introduits dans une exploitation aquicole sont incorporés dans la biomasse des poissons et extraits au moment de la récolte. Les 70 à 80 % qui restent sont perdus dans l'environnement sous forme de déchets métaboliques, d'excréments et de fragments d'aliments non consommés (Levings, 1994; MacIsaac et Stockner, 1995). Ces éléments nutritifs perdus peuvent contribuer à l'eutrophisation des écosystèmes dulcicoles (encadré 5) et marins (encadré 6).

Encadré 5 : Incidence de l'aquiculture sur le lac Heney (Québec), 1993–1998

Situé dans la région de l'Outaouais, au Québec, le lac Heney soutient une importante pêche du touladi. Le lac, d'une superficie de 12,4 km^2, a une profondeur maximale de 30 à 33 mètres. Au début des années 1990, les concentrations de phosphore y étaient modérées; le lac était alors mésotrophe.

En 1993, une exploitation piscicole a ouvert ses portes sur un tributaire du lac Heney. Après cinq ans, la concentration de phosphore du lac a presque doublé à cause des effluents de l'exploitation. Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, l'exploitation piscicole, dont les eaux usées sont riches en nutriments, a déversé plus de 400 kg de phosphore dans le lac chaque année. La teneur élevée en nutriments des eaux usées de l'exploitation était due à la présence de granules d'aliments non consommés dans l'effluent. Les fortes concentrations de phosphore ont provoqué une prolifération d'algues planctoniques et de végétaux de plus grande taille, dont des algues filamenteuses, dans les couches profondes (Bird et Mesnage, 1996). Elles ont été aussi associées à une diminution marquée de la limpidité de l'eau et de la teneur en oxygène.

Ces changements ont soulevé des inquiétudes, à savoir que les eaux froides et profondes du lac pourraient ne plus être propices au touladi au mois de juillet en raison de concentrations d'oxygène trop faibles (Prairie, 1994). La baisse de la teneur en oxygène pourrait également avoir un effet à long terme en réduisant la croissance et le taux de reproduction d'espèces sensibles telles que le touladi. En outre, on estime que la croissance de macrophytes serait responsable de la destruction des frayères utilisées par le touladi.

En novembre 1998, le gouvernement du Québec a fermé l'exploitation piscicole, espérant ainsi éviter toute détérioration additionnelle de la qualité de l'eau du lac Heney.

Encadré 6 : Rôle de l'aquiculture dans l'eutrophisation des eaux côtières

Comme les exploitations aquicoles produisent des quantités substantielles de déchets associés tant aux aliments qu'aux poissons, on s'inquiète des risques d'eutrophisation des eaux côtières où sont situées de telles exploitations (Wildish *et al.*, 1990). Des études menées sur des exploitations de la baie de Fundy (Wildish *et al.*, 1990) ainsi que de la côte de la Colombie-Britannique (Taylor *et al.*, 1994; Black et Forbes, 1997) n'ont toutefois révélé aucun effet significatif sur la charge en nutriments ou sur l'augmentation de l'abondance du phytoplancton. Il semble cependant exister des risques d'effets localisés immédiatement sous les cages qui retiennent le poisson (Pêches et Océans Canada, 1997). Des quelque 70 % de nutriments qui sont rejetés directement dans l'environnement par les exploitations aquicoles, l'azote et le phosphore, dans des proportions respectives d'environ 32 et 63 %, se trouvent sous la forme de particules qui s'incorporent aux sédiments (Hall *et al.*, 1992). Ces particules peuvent accroître la demande en oxygène dans les sédiments ce qui, par la suite, augmente la libération d'éléments nutritifs par les sédiments (Hall *et al.*, 1992; British Columbia

(suivre sur la page suivante)

Environmental Assessment Office, 1997). Sur la côte est du Canada, la demande en oxygène sous des enclos aquicoles était quatre fois supérieure à celle des sites de référence (Hargrave *et al.*, 1993).

Un enrichissement modéré par les sédiments stimule l'abondance et la biomasse animales et végétales du fond marin directement sous les enclos. Toutefois, si les enclos sont mal situés, des espèces sensibles à la pollution peuvent disparaître, et le fond marin sera envahi par des organismes plus tolérants à la pollution organique, notamment diverses espèces de vers que l'on trouve dans les sédiments pauvres en oxygène (British Columbia Environmental Assessment Office, 1997; Pêches et Océans Canada, 1997).

Dans une étude sur les charges d'éléments nutritifs attribuables aux salmonicultures en Colombie-Britannique, Pêches et Océans Canada (1997) a estimé que 43 kg d'azote et 9,5 kg de phosphore étaient perdus par tonne de poissons produite. Si l'on applique ces estimations à l'ensemble de l'industrie du poisson au Canada, les exploitations aquicoles canadiennes rejettent donc chaque année 956 tonnes d'azote et 204 tonnes de phosphore dans les eaux intérieures et 1 320 tonnes d'azote et 282 tonnes de phosphore dans les eaux côtières (Chambers *et al.*, 2001). En comparaison, une population de 100 000 personnes desservie par une installation de traitement secondaire des eaux usées rejette 365 tonnes d'azote et 25 tonnes de phosphore par année (Chambers *et al.*, 2001).

Gestion des forêts

Les forêts, plus particulièrement celles situées en terrain abrupt et recevant d'abondantes précipitations, sont la principale source d'eau des rivières et des lacs. Même si d'importantes quantités d'éléments nutritifs circulent dans les forêts intactes, celles-ci affichent de très faibles pertes dans les eaux de surface. Toutefois, les pratiques d'aménagement forestier peuvent accroître les concentrations d'éléments nutritifs dans les cours d'eau. On a observé une hausse des concentrations d'éléments nutritifs dissous, dont les nitrates (Chambers *et al.*, 2001), bien que l'accroissement des concentrations de nitrates soit généralement assez faible et de courte durée. Avec une rotation des récoltes forestières s'échelonnant sur 60 à 100 ans, les répercussions globales ne représentent que de petits changements aux apports d'éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques. À l'heure actuelle, cependant, on manque de données pour extrapoler les répercussions régionales des pratiques forestières sur les concentrations d'éléments nutritifs dissous dans les cours d'eau.

Émissions, transport et dépôts atmosphériques

Diverses sources (industrie, agriculture, transports, etc.) rejettent des composés azotés dans l'atmosphère. En 1995, les émissions totales d'hémioxyde d'azote correspondaient à 98 000 tonnes d'azote; la majeure partie de ces émissions (39 %) provenaient de l'agriculture, des transports (32 %) et des procédés industriels (24 %). Les émissions canadiennes d'autres oxydes d'azote (c.-à-d. l'oxyde nitrique et le dioxyde d'azote) cette même année équivalaient à 750 100 tonnes d'azote et provenaient principalement du secteur des transports (52 %). Enfin, l'agriculture a été le principal responsable des émissions d'ammoniac en 1995, avec 92 % des émissions totales (tableau 7).

Tableau 7 : Émissions anthropiques de composés azotés dans l'atmosphère au Canada en 1995

Secteur	Émissions en 1995 (tonnes d'azote)		
	N_2O	Autres NO_x	NH_3
Émissions liées à la combustion dans les industries	3 000	86 000	400
Procédés industriels	24 000	189 100	26 900
Agriculture	38 000		570 000
Combustion liée aux transports	31 000	393 000	4 200
Feux de forêt		64 000	
Combustibles non industriels			2 400
Autres sources	2 000	18 000	18 900
Total	**98 000**	**750 100**	**622 800**

Source : Les données sur les émissions proviennent d'Environnement Canada (1997a, 1999c), de Vézina (1997) et de Desjardins et Keng (1999).

Les vents et les courants atmosphériques planétaires peuvent transporter les polluants atmosphériques n'importe où, que ce soit à quelques dizaines de mètres de la source ou à des milliers de kilomètres, avant qu'ils ne se déposent sur la surface terrestre. Le dépôt peut être sous forme humide (pluie, neige, etc.) ou sous forme sèche (dépôt gravitationnel de particules, etc.).

Pour l'azote, les composés atmosphériques les plus abondants sont l'azote gazeux, l'acide nitrique gazeux, les nitrates sous forme de particules, le nitrate d'ammonium et le sulfate d'ammonium sous forme de particules (Berden et Nilsson, 1996). Ce sont toutefois les dépôts humides de nitrates et d'ammonium qui ont la plus forte incidence sur l'environnement en raison de la contribution des nitrates au phénomène des pluies acides et du rôle de l'ammonium dans la réduction de la résistance des arbres au gel. Les dépôts élevés d'azote anthropique soulèvent de vives préoccupations dans plusieurs parties du Canada. Depuis 1997, Environnement Canada et la plupart des provinces canadiennes s'emploient à faire le suivi des précipitations pour déterminer les dépôts humides de substances acidifiantes (Ro *et al.*, 1998). Au Canada, les dépôts atmosphériques de substances transportées sur de longues distances produisent en moyenne chaque année environ 2,5 kg d'azote par hectare sous forme de nitrates et d'ammonium, d'après les données de 1990 (Ro *et al.*, 1998). L'ammoniac n'est pas un polluant atmosphérique majeur, mais il s'échappe parfois des appareils de réfrigération, des installations de production d'ammoniac anhydre et des zones d'élevage intensif ou à la suite d'accidents dans les transports (Teshow et Anderson, 1989).

Le phosphore, au contraire, ne se présente pas sous forme gazeuse. Il est présent dans l'atmosphère toutefois sous forme de particules (poussières et débris organiques) et de phosphate hydrosoluble. Les sources anthropiques de phosphore comprennent entre autres l'épandage d'engrais et la fabrication de produits phosphorés (transformation de roches phosphatées et production d'engrais, par exemple). Les quelques études réalisées sur les charges en phosphore atmosphérique ont été entreprises dans le cadre de projets plus importants visant à élaborer des bilans détaillés du phosphore pour les lacs. Selon ces études, le phosphore atmosphérique ne représente que de 1 à 6 % du bilan du phosphore total dans les lacs canadiens (Ahl, 1988).

Environmental Assessment Office, 1997). Sur la côte est du Canada, la demande en oxygène sous des enclos aquicoles était quatre fois supérieure à celle des sites de référence (Hargrave *et al.*, 1993).

Un enrichissement modéré par les sédiments stimule l'abondance et la biomasse animales et végétales du fond marin directement sous les enclos. Toutefois, si les enclos sont mal situés, des espèces sensibles à la pollution peuvent disparaître, et le fond marin sera envahi par des organismes plus tolérants à la pollution organique, notamment diverses espèces de vers que l'on trouve dans les sédiments pauvres en oxygène (British Columbia Environmental Assessment Office, 1997; Pêches et Océans Canada, 1997).

Dans une étude sur les charges d'éléments nutritifs attribuables aux salmonicultures en Colombie-Britannique, Pêches et Océans Canada (1997) a estimé que 43 kg d'azote et 9,5 kg de phosphore étaient perdus par tonne de poissons produite. Si l'on applique ces estimations à l'ensemble de l'industrie du poisson au Canada, les exploitations aquicoles canadiennes rejettent donc chaque année 956 tonnes d'azote et 204 tonnes de phosphore dans les eaux intérieures et 1 320 tonnes d'azote et 282 tonnes de phosphore dans les eaux côtières (Chambers *et al.*, 2001). En comparaison, une population de 100 000 personnes desservie par une installation de traitement secondaire des eaux usées rejette 365 tonnes d'azote et 25 tonnes de phosphore par année (Chambers *et al.*, 2001).

Gestion des forêts

Les forêts, plus particulièrement celles situées en terrain abrupt et recevant d'abondantes précipitations, sont la principale source d'eau des rivières et des lacs. Même si d'importantes quantités d'éléments nutritifs circulent dans les forêts intactes, celles-ci affichent de très faibles pertes dans les eaux de surface. Toutefois, les pratiques d'aménagement forestier peuvent accroître les concentrations d'éléments nutritifs dans les cours d'eau. On a observé une hausse des concentrations d'éléments nutritifs dissous, dont les nitrates (Chambers *et al.*, 2001), bien que l'accroissement des concentrations de nitrates soit généralement assez faible et de courte durée. Avec une rotation des récoltes forestières s'échelonnant sur 60 à 100 ans, les répercussions globales ne représentent que de petits changements aux apports d'éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques. À l'heure actuelle, cependant, on manque de données pour extrapoler les répercussions régionales des pratiques forestières sur les concentrations d'éléments nutritifs dissous dans les cours d'eau.

Émissions, transport et dépôts atmosphériques

Diverses sources (industrie, agriculture, transports, etc.) rejettent des composés azotés dans l'atmosphère. En 1995, les émissions totales d'hémioxyde d'azote correspondaient à 98 000 tonnes d'azote; la majeure partie de ces émissions (39 %) provenaient de l'agriculture, des transports (32 %) et des procédés industriels (24 %). Les émissions canadiennes d'autres oxydes d'azote (c.-à-d. l'oxyde nitrique et le dioxyde d'azote) cette même année équivalaient à 750 100 tonnes d'azote et provenaient principalement du secteur des transports (52 %). Enfin, l'agriculture a été le principal responsable des émissions d'ammoniac en 1995, avec 92 % des émissions totales (tableau 7).

Tableau 7 : Émissions anthropiques de composés azotés dans l'atmosphère au Canada en 1995

Secteur	Émissions en 1995 (tonnes d'azote)		
	N_2O	Autres NO_x	NH_3
Émissions liées à la combustion dans les industries	3 000	86 000	400
Procédés industriels	24 000	189 100	26 900
Agriculture	38 000		570 000
Combustion liée aux transports	31 000	393 000	4 200
Feux de forêt		64 000	
Combustibles non industriels			2 400
Autres sources	2 000	18 000	18 900
Total	**98 000**	**750 100**	**622 800**

Source : Les données sur les émissions proviennent d'Environnement Canada (1997a, 1999c), de Vézina (1997) et de Desjardins et Keng (1999).

Les vents et les courants atmosphériques planétaires peuvent transporter les polluants atmosphériques n'importe où, que ce soit à quelques dizaines de mètres de la source ou à des milliers de kilomètres, avant qu'ils ne se déposent sur la surface terrestre. Le dépôt peut être sous forme humide (pluie, neige, etc.) ou sous forme sèche (dépôt gravitationnel de particules, etc.).

Pour l'azote, les composés atmosphériques les plus abondants sont l'azote gazeux, l'acide nitrique gazeux, les nitrates sous forme de particules, le nitrate d'ammonium et le sulfate d'ammonium sous forme de particules (Berden et Nilsson, 1996). Ce sont toutefois les dépôts humides de nitrates et d'ammonium qui ont la plus forte incidence sur l'environnement en raison de la contribution des nitrates au phénomène des pluies acides et du rôle de l'ammonium dans la réduction de la résistance des arbres au gel. Les dépôts élevés d'azote anthropique soulèvent de vives préoccupations dans plusieurs parties du Canada. Depuis 1997, Environnement Canada et la plupart des provinces canadiennes s'emploient à faire le suivi des précipitations pour déterminer les dépôts humides de substances acidifiantes (Ro *et al.*, 1998). Au Canada, les dépôts atmosphériques de substances transportées sur de longues distances produisent en moyenne chaque année environ 2,5 kg d'azote par hectare sous forme de nitrates et d'ammonium, d'après les données de 1990 (Ro *et al.*, 1998). L'ammoniac n'est pas un polluant atmosphérique majeur, mais il s'échappe parfois des appareils de réfrigération, des installations de production d'ammoniac anhydre et des zones d'élevage intensif ou à la suite d'accidents dans les transports (Teshow et Anderson, 1989).

Le phosphore, au contraire, ne se présente pas sous forme gazeuse. Il est présent dans l'atmosphère toutefois sous forme de particules (poussières et débris organiques) et de phosphate hydrosoluble. Les sources anthropiques de phosphore comprennent entre autres l'épandage d'engrais et la fabrication de produits phosphorés (transformation de roches phosphatées et production d'engrais, par exemple). Les quelques études réalisées sur les charges en phosphore atmosphérique ont été entreprises dans le cadre de projets plus importants visant à élaborer des bilans détaillés du phosphore pour les lacs. Selon ces études, le phosphore atmosphérique ne représente que de 1 à 6 % du bilan du phosphore total dans les lacs canadiens (Ahl, 1988).

5 Mesures de gestion des éléments nutritifs

Le Canada a élaboré un vaste éventail de mesures pour lutter contre les apports d'éléments nutritifs dans l'environnement. Chambers *et al.* (2001, chapitre 6) ont étudié à fond les initiatives de gestion des éléments nutritifs mises en œuvre par les divers paliers de gouvernement au Canada, dont des lois, des règlements, des lignes directrices, des objectifs et des mesures volontaires concernant les éléments nutritifs, les engrais et l'eutrophisation. Le présent chapitre expose certaines des principales mesures de gestion des éléments nutritifs au Canada.

Eaux usées municipales

Les eaux usées municipales ont longtemps été l'une des causes majeures de l'enrichissement des écosystèmes aquatiques en éléments nutritifs. Cependant, le traitement dont elles sont l'objet s'est amélioré. Ainsi, les apports de phosphore attribuables aux eaux usées urbaines ont diminué depuis le début des années 1960. Néanmoins, en raison de la croissance démographique, ces eaux demeurent une importante source d'azote. Voici quelques solutions pour réduire davantage les charges en éléments nutritifs provenant des eaux usées urbaines.

Certaines *techniques perfectionnées de déphosphoration* interviennent dans le traitement des eaux usées. Selon des directives en vigueur dans certaines administrations, les usines de traitement des eaux usées urbaines qui rejettent des effluents dans des eaux vulnérables (municipalités riveraines des Grands Lacs par exemple) doivent employer des techniques avancées d'élimination du phosphore.

La *récupération et le recyclage des phosphates* en sont encore à leurs débuts dans les installations de traitement des eaux usées municipales. Néanmoins, un certain nombre d'installations de recherche ou de démonstration sont déjà en service. Le phosphore est récupéré, sous forme de phosphates, dans les usines de traitement, puis recyclé et utilisé dans la fabrication de détergents et de produits industriels de haute qualité. Le recyclage des phosphates provenant des eaux usées réduira les volumes de boues d'épuration et la production de cendres, lorsque les boues sont incinérées, ainsi que le nombre de produits chimiques utilisés dans les opérations de traitement des eaux usées. La réfection ou le remplacement des réseaux d'égouts assure une infiltration minimale pendant les

périodes de précipitations et une réduction des fuites et des charges de polluants. Le remplacement des réseaux d'égouts unitaires par des réseaux séparatifs ou le détournement du premier flux pluvial (le plus toxique) vers des installations ou des étangs de retenue en vue d'un traitement ultérieur dans une installation d'épuration des eaux usées urbaines empêche la contamination des eaux de surface par des eaux brutes. La séparation des eaux des égouts unitaires, cependant, est une solution très coûteuse et donne lieu à un surplus d'eaux pluviales à traiter. Pour réduire les coûts de séparation, certaines administrations locales, comme celle de la Ville de Vancouver, ont mis en œuvre des programmes qui prévoient la séparation des égouts unitaires au moment du remplacement de l'infrastructure vieillissante (Environnement Canada, 2001).

Agriculture

Il est quasi impossible de pratiquer l'agriculture sur une grande échelle sans qu'une certaine quantité d'éléments nutritifs contamine les eaux souterraines, les eaux de surface et l'atmosphère. Voici cependant certaines solutions scientifiques qui peuvent réduire les pertes d'éléments nutritifs dans le secteur agricoie.

La plupart des provinces canadiennes possèdent ou élaborent des *plans et des stratégies de gestion des éléments nutritifs* qui régissent la production, l'entreposage et l'utilisation des éléments nutritifs agricoles sur les fermes. Ces outils contribuent à améliorer la capacité des agriculteurs à gérer les éléments nutritifs d'une façon plus efficace et ont pour but ultime de réduire la surfertilisation.

Les *plans régionaux de gestion des éléments nutritifs* ont des effets positifs dans ies zones d'élevage intensif où la superficie des terres agricoles disponibles ne permet pas un épandage économique et écologique du fumier. Les exploitants de fermes d'élevage et de production végétale peuvent collaborer pour transporter et épandre le fumier sur les terres moins fertiles ou, encore, constituer des réseaux pour exporter le fumier excédentaire des zones où l'épandage est important vers d'autres zones de culture. La gestion efficace des éléments nutritifs agricoles peut également comprendre une évaluation des zones où les productions animales ou végétales sont intensives et de la proportion des terres mises en réserve comparativement à la proportion des terres soumises à une culture intensive.

L'épandage de fumier et d'engrais commerciaux doit être pratiqué de manière à obtenir un équilibre entre les besoins des cultures et l'apport en éléments nutritifs assuré par le sol et la fertilisation. La plupart des provinces ont adopté des lignes directrices sur l'épandage du fumier. Ces lignes directrices sont habituellement fondées sur les apports d'azote, qui est généralement le nutriment limitant la croissance des cultures. Toutefois, comme la teneur du fumier en phosphore est élevée par rapport à l'azote, il est possible que l'épandage de fumier pour atteindre une concentration d'azote souhaitée entraîne un excès de phosphore dans le sol. Alors que lignes directrices sur l'épandage du fumier sont élaborées en fonction de l'azote dans la plupart des provinces, celles du Québec sont fondées sur le phosphore; dans cette province, l'objectif est d'empêcher le phosphore provenant de sols saturés en phosphore de pénétrer dans les eaux de surface.

L'*accroissement de la rétention des éléments nutritifs par le bétail* est une autre façon de réduire les rejets d'éléments nutritifs dans l'environnement. Le bétail n'incorpore que de 20 à 40 % de l'azote

et du phosphore présents à l'origine dans les aliments qu'il consomme. L'acide phytique est la principale forme de phosphore contenu dans les végétaux. Les bovins sécrètent la phytase, une enzyme qui fractionne l'acide phytique, mais les porcs et les poulets en sont dépourvus. Pour atténuer ce problème, on ajoute maintenant de la phytase ou d'autres suppléments aux aliments du bétail et l'on tente d'équilibrer davantage les régimes alimentaires des animaux et leurs besoins. Des phytogénéticiens s'efforcent également de réduire la teneur en acide phytique des plantes.

Le *traitement des déchets d'origine animale* n'a rien de nouveau, mais il n'est pas encore utilisé sur une grande échelle. Dans les zones d'élevage intensif, il pourrait réduire les risques de contamination des eaux de surface et souterraines par le fumier.

L'élaboration de *meilleures pratiques de gestion des éléments nutritifs* pour réduire efficacement la pollution de sources diffuses est une activité continue, tout comme la recherche sur les meilleures pratiques de gestion pour assurer une lutte efficace contre la pollution par les éléments nutritifs (p. ex. l'élaboration de pratiques agricoles recommandées par le ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick).

Exploitations aquicoles

À peine 20 à 30 % de l'azote et du phosphore utilisés pour la production aquicole est incorporé dans la biomasse des poissons et extrait au moment de la récolte; les 70 à 80 % des éléments nutritifs non utilisés sont perdus dans l'environnement sous forme de déchets métaboliques, d'excréments et de fragments d'aliments non consommés. L'*amélioration de la qualité des aliments* a réduit le coefficient alimentaire (poids humide des aliments utilisés par rapport au poids humide du poisson produit). Il faut continuer de mettre au point des aliments mieux équilibrés et plus digestes afin de réduire les rejets de déchets associés à l'alimentation.

Voici d'autres solutions pour réduire au minimum les conséquences environnementales associées aux pertes d'éléments nutritifs dans les exploitations aquicoles.

- Appliquer des *critères de localisation* pour réduire les effets des pertes d'éléments nutritifs associées à l'élevage en cage et au rejet de déchets et déterminer si un plan d'eau peut soutenir une exploitation aquicole.
- Utiliser *des cages en eaux libres* de façon à ce que l'exploitation aquicole se trouve à une certaine distance des rives et des eaux à usage restreint.
- Appliquer des *critères pour la collecte et le traitement des eaux usées*, particulièrement dans les exploitations d'élevage en cage situées en eaux douces.
- Appliquer de bonnes *pratiques de gestion* concernant les activités d'élevage générales, l'élimination des déchets et l'enlèvement des ordures ainsi que les pratiques d'alimentation des poissons.

6 Lacunes à combler en matière d'information

Le présent rapport a décrit les effets des éléments nutritifs anthropiques sur les écosystèmes canadiens ainsi que les sources de ces éléments nutritifs. Il a traité des modifications néfastes subies par les écosystèmes en raison des charges en éléments nutritifs et des conséquences de ces changements sur la qualité de vie des Canadiens. Cependant, notre capacité à évaluer les changements subis par les écosystèmes en raison de l'apport d'éléments nutritifs est limitée par le volume restreint de données. Ces limites peuvent en grande partie être classées dans deux catégories, soit le manque de données de surveillance sur les émissions, les rejets et les conditions ambiantes et l'insuffisance de nos connaissances sur les effets des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes et la santé humaine.

Insuffisance de données de surveillance

Malgré les efforts concertés consentis pour définir l'incidence des éléments nutritifs sur l'état des écosystèmes au Canada, on dispose de moins en moins de données concernant leurs sources et leurs répercussions sur les lacs et les cours d'eau, les milieux humides, les eaux souterraines, les eaux côtières et les forêts. Voici certains sujets d'intérêt particulier.

- *Charges industrielles rejetées dans les eaux de surface* — Les données sur l'azote et le phosphore rejetés par des établissements industriels non raccordés à des installations de traitement des eaux usées municipales sont fragmentaires. En outre, les exigences en matière de surveillance et de déclaration varient selon les provinces, les territoires et les secteurs. Sur les 2 130 industries canadiennes possédant un permis de rejet, uniquement 91 ont fourni des données pour les nitrates, 142 pour l'ammonium et 191 pour le phosphore total. Qui plus est, ces données ne sont pas versées dans une base de données unique.
- *Charges des installations de traitement des eaux usées municipales rejetées dans les eaux de surface* — Il existe des données sur les charges d'azote et de phosphore associées à certaines installations de traitement des eaux municipales du Canada, mais elles ne sont pas uniformes quant aux paramètres mesurés ou à la fréquence d'échantillonnage. En outre, elles ne sont pas versées dans une base de données unique. Les analyses sur les charges d'éléments nutritifs associées aux installations de traitement des eaux usées municipales ont été effectuées à l'aide de coefficients sur les charges d'éléments nutritifs par habitant appliqués à la population desservie, selon le niveau de traitement des eaux usées.

- *Charges agricoles rejetées dans les eaux de surface et les eaux souterraines* — Même si des études ont été menées dans des parcelles, des champs ou des petits bassins hydrographiques, on ne peut faire des estimations régionales ou nationales des charges d'éléments nutritifs ajoutées aux eaux de surface et aux eaux souterraines.
- *Dépôts atmosphériques de phosphore* — Même si l'on dispose d'estimations sur les dépôts atmosphériques d'azote grâce à un réseau de sites de surveillance provinciaux et fédéraux, on ne possède aucune donnée analogue pour le phosphore ni d'estimations pour les rejets par secteur.
- *Qualité des eaux souterraines* — L'application de programmes d'évaluation de l'eau de puits n'est pas uniforme à l'échelle du pays. Certains puits excèdent déjà les limites recommandées pour les nitrates et les bactéries ou s'en approchent. On possède peu d'information sur l'ammoniac et le phosphore dans les eaux souterraines.
- *Mortalités de poissons dues à des déversements ou des rejets accidentels de composés associés aux éléments nutritifs* — Présentement, la déclaration se fait uniquement sur une base volontaire.
- *Scénarios de changements climatiques* — Une étude des effets potentiels des changements climatiques sur les charges d'éléments nutritifs et les mesures connexes doit être menée afin de gérer ces charges.

Effets de l'apport d'éléments nutritifs sur les écosystèmes et la santé humaine

La gestion des éléments nutritifs est un problème environnemental persistant, en ce sens que les éléments nutritifs, contrairement aux produits chimiques toxiques par exemple, ne peuvent être éliminés par modification de la composition ni par arrêt de la production. Il faut effectuer d'autres recherches pour comprendre les effets des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes au Canada. Les domaines d'intérêt particulier sont les suivants :

- Rôle des éléments nutritifs dans la prolifération des cyanophycées et la production de toxines.
- Rôle des éléments nutritifs dans les problèmes organoleptiques (goût, odeur) qui affectent les réserves d'eau potable.
- Interactions entre les éléments nutritifs et les contaminants organiques et leurs effets sur les réseaux trophiques aquatiques.
- Effets des panaches d'eaux usées industrielles et d'eaux résiduaires sur la vie aquatique pendant les périodes où les plans d'eau sont couverts de glace (c.-à-d. mélange thermique limité du panache et des eaux froides).
- Transport et devenir des éléments nutritifs dans différents écosystèmes (milieux humides, eaux côtières, forêts, rivières et lacs) et effets sur le biote.
- Effets des charges d'éléments nutritifs à long terme (décennies) sur les écosystèmes aquatiques et terrestres, y compris la qualité de l'eau, des sédiments et des sols ainsi que les réseaux trophiques.
- Effets des pratiques d'aménagement forestier sur les transferts d'éléments nutritifs entre les écosystèmes forestiers et aquatiques.

- Effets cumulatifs sur le milieu aquatique de plusieurs sources d'éléments nutritifs situées dans une même région.
- Rapport entre les concentrations d'éléments nutritifs et la biomasse des plantes aquatiques, particulièrement dans les cours d'eau et les eaux côtières, et niveau auquel la biomasse des plantes aquatiques commence à se répercuter sur l'utilisation des cours d'eau (qualités esthétiques, usages récréatifs et protection de la vie aquatique).

7 Conclusions

Le présent rapport est fondé sur une évaluation scientifique dont les objectifs étaient de déterminer si les éléments nutritifs en général avaient une incidence négative sur l'environnement, si certains d'entre eux seulement causaient des problèmes et si leurs effets étaient limités à l'eau ou à l'ensemble des écosystèmes, dont les espèces sauvages. En égard à ces objectifs, nous avons tiré les conclusions suivantes :

➤ ***Les éléments nutritifs rejetés dans l'environnement par l'homme dégradent certains écosystèmes, suscitent des inquiétudes quant à la qualité de vie des Canadiens et, parfois, menacent la santé humaine.*** Les charges d'azote et de phosphore associées à l'activité humaine ont :

- contribué à l'eutrophisation de certains cours d'eau, lacs et milieux humides au Canada;
- provoqué la mort de poissons et d'amphibiens;
- contribué à l'acidification des sols et des lacs dans le sud de l'Ontario et du Québec;
- saturé d'azote certains bassins hydrographiques boisés;
- présenté des risques élevés pour la santé humaine en augmentant la fréquence et l'étendue des proliférations d'algues toxiques dans les lacs et les eaux côtières du Canada;
- accru la fréquence et le nombre d'endroits où la teneur en nitrates des eaux souterraines a dépassé la valeur maximale prescrite dans les recommandations pour l'eau potable au Canada;
- contribué à susciter des inquiétudes quant à la qualité de vie des Canadiens, du fait de la dégradation de l'eau et des problèmes d'ordre esthétique qui affectent les réserves d'eau;
- augmenté le fardeau économique des Canadiens en raison de la nécessité de traiter, de surveiller et d'assainir les eaux contaminées.

➤ ***L'incidence des éléments nutritifs sur certains milieux au Canada a tendance à être associée à certaines formes d'éléments nutritifs.***

- Dans la plupart des eaux intérieures du Canada, les concentrations naturelles de phosphore sont limitées. L'ajout de phosphore bioassimilable (sous forme de phosphates) a donc accéléré l'eutrophisation de certaines étendues d'eau et de certains lacs et milieux humides.

- En général, les effets globaux des éléments nutritifs anthropiques ont été réduits au minimum dans les eaux côtières, contrairement à la situation observée dans les eaux intérieures. Des sources ponctuelles ou diffuses d'éléments nutritifs causent cependant des problèmes localisés, et l'on s'inquiète particulièrement du rôle de l'azote dans la prolifération d'algues toxiques dans les eaux côtières.
- L'azote affecte également les nappes souterraines, le lessivage ayant accru la fréquence et le nombre d'endroits où la teneur en nitrates des eaux souterraines a dépassé la valeur maximale prescrite dans les recommandations pour l'eau potable au Canada.
- Les éléments nutritifs présents dans l'atmosphère soulèvent des préoccupations, notamment quant au rôle de l'azote dans la formation de smog urbain et de l'hémioxyde d'azote, un important gaz à effet de serre, dans le réchauffement planétaire. Ces préoccupations n'ont pas été traitées en détail dans l'évaluation scientifique (Chambers *et al.*, 2001) ni dans le présent rapport.

À l'heure actuelle, les problèmes environnementaux causés par des quantités excessives d'éléments nutritifs sont moins graves au Canada que dans de nombreux pays qui possèdent une plus longue histoire de peuplement et de production agricole. Cette situation est due en partie aux mesures de protection mises en œuvre par les gouvernements au cours des 30 dernières années, comme le spécifient les limites dans les permis pour réglementer les rejets d'eaux usées provenant des usines de traitement des eaux d'égout industrielles et municipales et le peaufinement des mesures concernant les charges excessives en éléments nutritifs lorsque d'autres données et de nouvelles technologies seront disponibles. Néanmoins, malgré les progrès réalisés, des problèmes de santé humaine et de salubrité de l'environnement liés aux éléments nutritifs se manifestent partout au Canada.

Cependant, le Canada occupe une position qui lui permet de lutter contre la pollution due aux éléments nutritifs avant qu'elle ne devienne incontrôlable. Il existe des solutions scientifiques, et l'on est en train de mettre au point de nouvelles technologies susceptibles de réduire encore davantage les apports d'éléments nutritifs dans l'environnement. Dans de nombreux cas, les pouvoirs publics ont cessé de réagir pour se tourner vers l'action en adoptant une démarche axée sur la prévention. Ce changement résulte d'une tendance grandissante à intégrer une approche écosystémique à la protection de l'environnement et au développement durable.

Il faut poursuivre les activités de recherche et de surveillance afin que les décisions prises relativement aux éléments nutritifs soient fondées sur de bons principes scientifiques. L'application de normes moins strictes ou l'incapacité de suivre l'essor démographique pourraient annuler les gains obtenus grâce au traitement des eaux usées et à d'autres mesures de lutte contre la pollution. Il est primordial que la politique environnementale continue de promouvoir l'intégration des données scientifiques les plus récentes dans l'adoption de solutions concrètes.

Références

Aaby, B. 1994. "Monitoring Danish raised bogs". Pages 284–300 in A. Grünig (ed.), *Mires and man. Mire conservation in a densely populated country* — the Swiss experience. Birmensdorf, Kosmos.

Agriculture et Agroalimentaire Canada. 1998. *Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada* 1996–1997. Ottawa : Agriculture et Agroalimentaire Canada, Marché des intrants agricoles.

Ahl, T. 1988. "Background yield of phosphorus from drainage area and atmosphere: an empirical approach." *Hydrobiologia* 170:35–44.

Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime, and S.R. Band. 1977. "A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation". *Journal of Ecology* 65:759–791.

Anderson, B.C. and L.-K. Quartermaine. 1998."Tastes and odors in Kingston's municipal drinking water: a case study of the problem and appropriate solutions". *Journal of Great Lakes Research* 24(4):859–867.

Anderson, D.M. 1994. « Eaux colorées et phytoplancton toxique ». *Pour la science* 227:68–76.

Baker, J. and V. Waights. 1993. "The effect of sodium nitrate on the growth and survival of toad tadpoles (*Bufo bufo*) in the laboratory". *Herpetology Journal* 3:147–148.

Baker, J.M. and V. Waights. 1994. "The effects of nitrate on tadpoles of the tree frog (*Litoria caerulea*)". *Herpetology Journal* 4:106–108.

Bates, S.S., C.J. Bird, A.S.W. de Freitas, R. Foxall, M. Gilgan, L.A. Hanic, G.R. Johnson, A.W. McCulloch, P. Odense, R. Pocklington, M.A. Quilliam, P.G. Sim, J.S.C. Smith, D.V. Subba-Rao, E.C.D. Todd, J.A. Walter, and J.L.C. Wright. 1989. "Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary sources of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edward Island, Canada". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1203–1215.

Berden, M. and S.I. Nilsson. 1996. "Influence of added ammonium sulphate and the leaching of aluminium, nitrate and sulphate — a lab experiment". *Water, Air and Soil Pollution* 87:1–22.

Berger, L. 1989. "Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape". *Ecology International Bulletin* 17:65–73.

Betcher, R.N. 1997. "Rural groundwater quality surveys: southern and central Manitoba". In *Proceedings of Rural Water Quality Symposium*, 25–26 March 1997, Winnipeg, Manitoba.

Bird, D. et V. Mesnage. 1996. *Évaluation du bilan annuel de phosphore dans le lac Heney*. Rapport préparé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune et l'Association for the Protection of Heney Lake. Université du Québec à Montréal, Groupe de recherche en écologie aquatique, Montréal.

Black, E.A. and J.R. Forbes. 1997. "Overview of effects of elevated nutrients from fish farm wastes on phytoplankton productivity". Pages 48–57 In *Report to the provincial assessment review of salmon aquaculture in British Columbia*. Fisheries and Oceans Canada.

Black, S.A., D.N. Graveland, W. Nickolaichuck, D.W. Smith, R.S. Tobin, M.D. Webber, et T.R. Brindle. 1984. *L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine*. Rapport SPE 6-EP-84-1. Environnement Canada, Ottawa.

Blaustein, A.R., D.B. Wake, and W.P. Sousa. 1994."Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions". *Conservation Biology* 8:60–71.

Bothwell, M.L., G. Derksen, R.N. Nordin, and J.M. Culp. 1992. "Nutrient and grazer control of algal biomass in the Thompson River, British Columbia: a case history of water quality management". Pages 253–266 in R.D. Robarts and M.L. Bothwell (eds.), *Aquatic ecosystems in semi-arid regions: implications for resource management*. National Hydrology Research Institute Symposium Series 7. Saskatoon: Environment Canada, National Hydrology Research Institute.

Briggins, D.R. and D.E. Moerman. 1995. "Pesticides, nitrate-N and bacteria in farm wells of Kings County, Nova Scotia". *Water Quality Research Journal of Canada* 30:429–442.

British Columbia Environmental Assessment Office. 1997. *Salmon aquaculture review*. Vol. 3. Technical advisory team discussion papers. Victoria: Queen's Printer for British Columbia.

Buth, J.L., H. Rohde, and R. Butler. 1992. *Groundwater quality assessment of the Assiniboine Delta Aquifer*. Carman, Manitoba: Manitoba Agriculture.

Carmichael, V., M. Wei, and L. Ringham. 1995. *Fraser Valley groundwater monitoring program: final report*. Victoria: B.C. Ministry of Health, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, and B.C. Ministry of Agriculture, Food and Fisheries.

Carmichael, W.W. 1994. « Les toxines des cyanobactéries ». *Pour la science* (Mars)197:44–51

Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, and V.H. Smith. 1998. "*Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*". Ecological Applications 8:559-568.

Chambers, P.A. 1989. *Reconnaissance study of the Qu'Appelle lakes. Report on the September 1989 evaluation of aquatic macrophyte growth in the Qu'Appelle lakes*. National Hydrology Research Institute Contribution No. 89090. Saskatoon: Environment Canada, National Hydrology Research Institute.

Chambers, P.A. 1996. *Nutrient enrichment in the Peace, Athabasca and Slave rivers: assessment of present conditions and future trends*. Synthesis Report No. 4. Edmonton: Environment Canada and Alberta Environmental Protection, Northern River Basins Study.

Chambers, P.A., M. Guy, E. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove, et N. Foster. 2001. *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada, Ottawa.

Chambers, P.A., M. Allard, S.L. Walker, J. Marsalek, J. Lawrence, M. Servos, J. Busnarda, K.S. Munger, K. Adare, C. Jefferson, R.A. , and M.P. Wong. 1997. "*Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: a review*". Water Quality Research Journal of Canada 32(4):659–713.

Chambre des communes. *Comité permanent de l'environnement et du développement durable.* 1995. Notre santé en dépend! Vers la prévention de la pollution. Une LCPE renouvelée. Cinquième rapport. Chambre des communes, Ottawa.

Chartrand, J., P. Levallois, D. Gauvin, S. Gingras, J. Rouffignat et M.-F. Gagnon. 1999. « *La contamination de l'eau potable par les nitrates à l'Île d'Orléans* ». Vecteur Environnement 32:37–46.

Cho, C.Y. and D.P. Bureau. 1997. "Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding". *The Progressive Fish-Culturist* 59:155–160.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.* Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. Environnement Canada, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Ottawa. Recommandations mises à jour sur Internet à www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/eau.htm.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. « *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : tableaux sommaires* ». *Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999.* Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Cox, R.M., G. Lemieux, and M. Lodin. 1996. "The assessment and condition of Fundy white birches in relation to ambient exposure to acid marine fogs". *Canadian Journal of Forest Research* 26:682–688.

Cronan, C.S. and D.F. Grigal. 1995. "Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems". *Journal of Environmental Quality* 24:209–226.

Desjardins, R.L. and J.C. Keng. 1999. "Nitrous oxide emissions from agricultural sources in Canada". In R.L. Desjardins, J.C. Keng, and K. Haugen-Kozyra (eds.), *Proceedings of the International Workshop on Reducing Nitrous Oxide Emissions from Agroecosystems*, 3–5 March 1999, Banff, Alberta. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch; Alberta Agriculture Food and Rural Development, Conservation and Development Branch.

Dixit, A.S., R.I. Hall, P.R. Leavitt, J.P. Smol, and R. Quinlan. 2000. "Effects of sequential depositional basins on lake response to urban and agricultural pollution: A palaeoecological analysis of the Qu'Appelle Valley, Saskatchewan, Canada". *Freshwater Biology* 43:319–338.

Duarte, C.M. 1995. "Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes". *Ophelia* 41:87–112.

Dueck, T.A., F.G. Dorel, R. Ter Horst, and L.J.M. Van der Eerden. 1990. "*Effects of ammonia, ammonium, sulphate, and sulphur dioxide on the frost sensitivity of Scots pine (Pinus sylvestris* L.)". Water, Air and Soil Pollution 54:35–49.

Ecobichon, D.J., R. Hicks, M.C. Allen, and R. Albert. 1996. "*Ground water contamination in rural New Brunswick*". In Agriculture and Groundwater Quality Workshop, April 1996, Grand Falls, New Brunswick. Agricultural Advisory Committee on the Environment.

El-Bahri, L., J. Belguith, and A. Blouin. 1997. "*Toxicology of nitrates and nitrites in livestock*". Compendium on Continuing Education for the Practicing Veterinarian 19:643–649.

Environment Canada. 1997b. *Problem formulation for ammonia in the aquatic environment. Canadian Environmental Protection Act.* Priority Substances List 2. Version 5.0. Edmonton: Environment Canada.

Environnement Canada. 1996. *Inventaire national des rejets de polluants.* Rapport sommaire 1996. Catalogue no En40-495/1-1996F. Environnement Canada, Ottawa.

Environnement Canada. 1997a. *Deuxième rapport national du Canada sur les changements climatiques.* Catalogue no En21-125/1997F. Environnement Canada, Ottawa.

Environnement Canada. 1999a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.* Deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire : document complémentaire — L'ammoniac dans le milieu aquatique. Ébauche. Environnement Canada, Hull, Québec.

Environnement Canada. 1999b. *Recommandation de classification.* Environnement Canada, Région du Québec, Programme de salubrité des eaux coquillières, Québec.

Environnement Canada. 1999c. *Sommaire des émissions des oxydes d'azote(NO_x) par province (1995) en tonnes métriques.* Adresse URL http://www.ec.gc.ca/pdb/ape/ape_tables/nox95_f.cfm (février 1999).

Environnement Canada. 2001. *Les effets des effluents des eaux usées municipales sur les Canadiens et l'environnement canadien.* Rapport sur l'état de l'environnement. Environnement Canada, Bureau de l'évaluation et des indicateurs, Ottawa. (À paraître)

Fisheries and Oceans Canada. 1997. *Report to the provincial assessment review of salmon aquaculture in British Columbia.* Vancouver: Fisheries and Oceans Canada.

Fitzgerald, D.A., D.A. Kiely, R.D. Neilson, S. Shaw, R.J. Audette, M. Prior, E. Ashton, and E. Allison. 1997. *Alberta farmstead water quality survey.* Lethbridge, Alberta: Canada-Alberta Environmentally Sustainable Agriculture Agreement.

Fraser, P. 1985. "Nitrates: epidemiological evidence". IARC *Scientific Publications* 5:183–202.

Galloway, J.N., W.H. Schlesinger, H. Levy II, A. Michaels, and J.L. Schnoor. 1995. "Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement — environmental response". *Global Biogeochemical Cycles* 9:235–252.

Gaudreau, D. et M. Mercier. 1997. *La contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural.* Direction de la santé publique de la Montérégie.

Giroux, I. 1995. *Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions de culture de pommes de terre, Campagnes d'échantillonnage* 1991-1992-1993. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.

Gleig, D.B. and K.B. MacDonald. 1998. *Nitrogen use efficiency in Canadian agriculture: a literature review.* Final draft. Prepared for the Canadian Fertilizer Institute, Ottawa.

Gorham, P.R. and W.W. Carmichael. 1980. "Toxic substances from freshwater algae". *Progress in Water Technology* 12:189–198.

Goss, M.J., D.A.J. Barry, and D.L. Rudolph. 1998. "Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. *Results from drinking water wells". Journal of Contaminant Hydrology* 32:267–293.

Gouvernement du Canada. 1996. *L'état de l'environnement au Canada — 1996.* Environnement Canada, Ottawa.

Graham, M.D. 1997. "Omnivory and selective feeding by zooplankton along a lake production gradient: complementary ^{15}N isotope and gut pigment analyses". M.Sc. thesis. Regina: University of Regina, Biology Department.

Granéli, E., K. Wallström, U. Larsson, W. Granéli, and R. Elmgren. 1990."Nutrient limitation of primary productivity in the Baltic Seas area". *Ambio* 19:142–151.

Greven, H.C. 1992. "Changes in the moss flora of the Netherlands". Biological Conservation 59:133–137.

Groupe de travail national sur les terres humides. 1988. *Terres humides du Canada*. Série de la classification écologique du territoire no 24. Environnement Canada, Direction du développement durable, Service canadien de la faune, Groupe de travail national sur les terres humides, Comité canadien de la classification écologique des terres, Ottawa.

Hall, P., W. Bowers, H. Hirvonen, G. Hogan, N. Forster, I. Morrison, K. Percy, R. Cox, and P. Arp. 1997. "Canadian acid rain assessment". Vol. 4. *The effects on Canada's forests*. Ottawa: Environment Canada.

Hall, P.O.J., O. Holby, S. Kollberg, and M.-O. Samuelsson. 1992. "Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen". *Marine Ecology Progress Series* 89:81–91.

Hall, R.I., P.R. Leavitt, R. Quinlan, A.S. Dixit, and J.P Smol. 1999. "Effects of agriculture, urbanization and climate on water quality in the northern Great Plains". *Limnology and Oceanography* 44:739–756.

Hargrave, B.T., D.E. Duplisea, E. Pfeiffer, and D.J. Wildish. 1993. "Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon". *Marine Ecology Progress Series* 96:249–257.

Hecnar, S.J. 1995. "Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario". *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:2131–2137.

Hecnar, S.J. and R.T. M'Closkey. 1996. "Regional dynamics and the status of amphibians". *Ecology* 7(7):2091–2097.

Henry, J.L. and W.A. Meneley. 1993. *Fertilizers and groundwater nitrate*. Surrey, B.C.: Western Canada Fertilizer Association.

Howarth, R., J. Freney, F. Berense, P. Chaiwanakupt, V. Kudeyarov, S. Nixon, P. Vitousek, and Z.-L. Zhu. 1998. "Nitrogen transport and transformations". In *Programme & Directory 1996-1998 of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) of the International Council of Scientific Unions*. Internet URL jasper.stanford.edu/SCOPE/SCOPE.html#anchor403771.

Howarth, R.W. 1988. "Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems". *Annual Review of Ecology* 19:89–110.

Howarth, R.W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J.A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudeyarov, P. Murdoch, and Z.-L. Zhu. 1996. "Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences". *Biogeochemistry* 35:75–139.

Huey, D.W. and T.L. Beitinger. 1980a. "Toxicity of nitrite to larvae of the salamander *Ambystoma texanum*". *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 25:909–912.

Huey, D.W. and T.L. Beitinger. 1980b. "Hematological responses of larval Rana catesbiana to sublethal nitrite exposures". *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 25:574–577.

Huey, R.B. 1980. "Sprint velocity of tadpoles (*Bufo boreas*) through metamorphosis". *Copeia* 1980:537–540.

Indicateurs environnementaux de la région du Pacifique et du Yukon. 1998. *Fermeture de zones coquillières : indicateur de pollution des écosystèmes marins en Colombie-Britannique*. Vancouver : Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon. Internet URL www.ecoinfo.org/env_ind/region/shellfish/shellfish_french.htm.

Indicateurs environnementaux de la région du Pacifique et du Yukon. 2000. *Teneurs en nitrate dans l'aquifère d'Abbotsford : un indicateur de la contamination de l'eau souterraine dans la vallée du bas Fraser*. Vancouver : Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon. Internet URL www.ecoinfo.org/env_ind/region/nitrate/nitrate_f.htm.

Jacobs, D. 1999. "How farmers are killing frogs: fertilizer runoff is flowing freely into ponds, rivers, and the water table". *The Ottawa Citizen*, Tuesday, 9 March 1999, page A5. Ottawa.

Johnston, N.T., C.J. Perrin, P.A. Slaney, and B.R. Ward. 1990. "Increased juvenile salmonid growth by whole-river fertilization". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47:862–872.

Jones, G.J. and P.T. Orr. 1994. "Release and degradation of microcystin following algaecide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay". *Water Ressources* 28:871–876.

Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. *Treatment wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers.

Kerr, S.R. and R.A. Ryder. 1992. "Effects of cultural eutrophication on coastal marine fisheries: a comparative approach". *The Science of the Total Environment (Supplement)*:599–614.

Kincheloe, J.W., G.A. Wederneyer, and D.L. Koch. 1979. "Tolerance of developing salmonid eggs and fry to nitrate exposure". *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 23:574–578.

Koerselman, W. and J.T.A. Verhoeven. 1992. "Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle". Pages 397–432 in J.T.A. Verhoeven (ed.), *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Publishing.

Kotak, B.G., S.E. Hrudey, S. Kenefick, and E.E. Prepas. 1993. "Toxicity of cyanobacterial blooms in Alberta lakes". Pages 172–179 In E.G. Baddaloo, S. Ranamoorthy et J.W. Moore (eds.), *Comptes rendus du dix-neuvième atelier annuel sur la toxicité aquatique*. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques; 1942.

Kvasnicka, B. and L.J. Krysl. 1996. "Nitrate poisoning". In *Nitrate poisoning in livestock*. Cattle Producer's Library CL 620. Las Vegas, Nevada: University of Nevada. Internet URL www.forages.css.orst.edu/Topics/Pastures/Species/Grasses/Animal_issues/Nitrate.html.

Lee, J.A., J.A. Badderley, and S.R. Woodin. 1989. "Effects of acidic deposition of semi-natural vegetation". In *Acidification in Scotland*. Edinburgh: Scottish Development Department.

Levings, C.D. 1994. "Some ecological concerns for net-pen culture of salmon on the coasts of the northeast Pacific and Atlantic oceans, with special reference to British Columbia". *Journal of Applied Aquaculture* 4:65–141.

Liebscher, H., B. Hii, and D. McNaughton. 1992. *Nitrates and pesticides in the Abbotsford aquifer, southwestern British Columbia*. North Vancouver: Environment Canada, Inland Waters Directorate.

Litav, M. and Y. Lehrer. 1978. "The effects of ammonium in water on *Potamageton lucens*". *Aquatic Biology* 5:127–138.

MacIsaac, E.A. and J.G. Stockner. 1995. *The environmental effects of lakepen reared Atlantic salmon smolts*. Report prepared for the Science Council of British Columbia. West Vancouver: Fisheries and Oceans Canada.

MacKinnon, K. and D.R. Scott. 1984. *An evaluation of salt marshes in Atlantic Canada*. Halifax: Environment Canada, Atlantic Region, Lands and Integrated Programs Directorate.

Marco, A. and A.R. Blaustein. 1999. "The effects of nitrite on behaviour and metamorphosis in cascades frogs (*Rana cascadae*)". *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:946–949.

Maynard, D.N. and A.V. Barker. 1969. "Studies on the tolerance of the plants to ammonium nutrition". *Journal of the American Society of Horticultural Scientists* 94:235–239.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 1995. *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) — Année 1993*. Envirodoz EN920144 AE-59. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.

Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 1993. *Wetlands*. 2nd edition. New York: Van Nostrand Reinhold.

Moore, D.R.J., P.A. Keddy, C.L. Gaudet, and I.C. Wisheu. 1989. "Conservation of wetlands: Do infertile wetlands deserve a higher priority?" *Biological Conservation* 47:203–217.

Mueller, D.K. and D.R. Helsel. 1996. *Nutrients in the nation's waters — too much of a good thing?* U.S. Geological Survey Circular 1136. Denver, Colorado: U.S. Geological Survey.

Nascimento, S.M. and S.M.F.O. Azevedo. 1999. "Changes in cellular components in a cyanobacterium (*Synechocystis aquatilis f. salina*) subjected to different N/P ratios — an ecophysiological study". *Environmental Toxicology* 14:37–44.

Conseil national de recherches. 1979. *Ammonia*. Division of Medical Sciences, Assembly of Life Science, Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, Conseil national de recherches. Baltimore, Maryland: University Park Press.

Conseil national de recherches. 1993. *Managing wastewater in coastal urban areas*. Washington, D.C.: National Academy of Sciences, Committee on Wastewater Management for Urban Coastal Areas.

Northern River Basins Study Board. 1996. *Northern River Basins Study: Report to the Ministers, 1996*. Edmonton: Alberta Environmental Protection, Corporate Management Service.

Oldham, R.S., D.M. Lathan, D. Hilton-Brown, M. Towns, A.S. Cooke, and A. Burn. 1997. "The effect of ammonium nitrate fertilizer on frog (*Rana temporaria*) survival". *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 61(1):69–74.

Ontario Ministry of Environment and Energy. 1993. *Report on the 1991 discharge from municipal sewage treatment plants in Ontario. Vol. 1. Summary of performance and compliance*. Toronto: Ontario Ministry of Environment and Energy.

Ontario Ministry of the Environment. 1998. *Rationale for a revised phosphorus criterion for Precambrian Shield lakes in Ontario*. Working document. Toronto: Ontario Ministry of the Environment, Standards Development Branch.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). 1995. *Données OCDE sur l'environnement : compendium 1995*. Paris, France : OCDE.

Osweiler, G.D., T.L. Carson, W.B. , and G.A. Van Gelder. 1985. *Clinical and diagnostic veterinary toxicology*. 3rd edition. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.

Paerl, H.W. 1997. "Coastal eutrophication and harmful algal blooms: importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources". *Limnology and Oceanography* 42:1154–1165.

Painchaud, J. 1997. *La qualité de l'eau des rivières du Québec: état et tendances*. Québec : Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.

Paradis, D. 1997. *Qualité de l'eau souterraine en zone de culture intensive de la pomme de terre dans la MRC de Portneuf*. Québec : Ministère de l'Environnement et de la Faune.

Paradis, D., P.J. Bernier, et P. Levallois. 1991. *Qualité de l'eau souterraine dans la MRC de Portneuf*. Québec : Québec Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et Département de santé communautaire du Centre Hospitalier de l'Université Laval.

Patni, N.K. 1991. "Overview of land application of animal manure in Canada". Pages 7–17 In D.A. Leger, N.K Patni, and S.K. Ho (eds.), *Proceedings of a National Workshop on Land Application of Animal Manure*, Ottawa, June 1991. Canadian Agricultural Research Council.

Percy, J.A. 1996. "Farming Fundy's fishes: aquaculture in the Bay of Fundy". *Fundy Issues* No. 7. Wolfville, Nova Scotia: Acadia University, Acadia Centre for Estuarine Research, Bay of Fundy Ecosystem Partnership. Internet URL fox.nstn.ca/~carp/fundis7.html.

Persson, G. 1991. "Eutrophication resulting from salmonid fish culture in fresh and salt waters: Scandinavian experiences". Pages 163–185 *in* C.B. Cowey and C.Y. Cho (eds.), Nutritional strategies and aquaculture waste. Proceedings of the 1st International Symposium on *Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste*, University of Guelph, Guelph, Ontario, 1990.

Prairie, Y.T. 1994. *Développement de modèles prédictifs décrivant l'effet de l'eutrophisation sur l'habitat du touladi (Salvelinus namaycush)*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.

Putnam, M.R. 1989. "Toxicological problems in food animals affecting reproduction". *Veterinary Clinics of North America: Food Animal Practice* 5:325–344.

Ramade, F. 1987. *Ecotoxicology*. New York: John Wiley and Sons Ltd.

Ressources naturelles Canada. 1999. DNARPA - *Système national d'alerte rapide pour les pluies acides*. Réseau de la santé des forêts, Service canadien des forêts. Adresse URL atl.cfs.nrcan.gc.ca/fhn/ma/arnews_f.htm (6 décembre 1999).

Ricklefs, R.E. 1990. *Ecology*. 3rd edition. New York: W.H. Freeman.

Ro, C., R. Vet, D. Ord, et A. Holloway. 1998. *Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) sommaire annuel 1983-1996*. Downsview, Ontario : Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique, Direction de la recherche sur la qualité de l'air.

Rouse, J.D., C.A. Bishop, and J. Struger. 1999. "Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival". *Environmental Health Perspectives* 107(1):799–803.

Rudolph, D. and M.J. Goss (eds.). 1993. *Ontario farm groundwater quality survey, summer 1992*. Report prepared under the Federal-Provincial Land Management Assistance Program for Agriculture Canada, Agri-Food Development Branch, Guelph, Ontario.

Rudolph, D.L., D.A.J. Barry, and M.J. Goss. 1998. "Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture : 2. Results from multilevel monitoring well installations". *Journal of Contaminant Hydrology* 32:295–311.

Russo, R.C. 1985. "Ammonia, nitrite, and nitrate". Pages 455–471 in G. Rand and S.R. Petrocelli (eds.), *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington, D.C. : Hemisphere Publishing Corporation.

Santé Canada. 1992. *Nitrate/Nitrite. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document à l'appui, juin 1987* (révisé en octobre 1992). Non publié. Santé Canada, Ottawa.

Santé Canada. 1996. *Recommandations pour la qualité de l'eau*. Sixième édition. Santé Canada, Ottawa.

Santé Canada. 1997. *La santé et l'environnement — Partenaires pour la vie*. Santé Canada, Ottawa.

Santé Canada. 1998. *Les toxines cyanobactériennes — Les microcystines dans l'eau potable*. Document pour consultation publique. Santé Canada, Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, Ottawa.

Skulberg, O.M., G.A. Codd, and W.W. Carmichael. 1984. "Toxic blue-green algal blooms in Europe: a growing problem". *Ambio* 13:244–247.

Smith, D.C. 1987. "Adult recruitment in chorus frogs: effects of size and date of metamorphosis". *Ecology* 68:344–350.

Somers, G. 1998. "Distribution and trends for the occurrence of nitrate in P.E.I. groundwaters". In *Proceedings of Workshop on Nitrate — Agricultural Sources and Fate in the Environment — Perspectives and Direction*, Charlottetown, 26 February 1998.

Stanley, R.A. 1974. "Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*)". *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 2(4):331–341.

Statistique Canada. 1997. Profil agricole du Canada. Ottawa : Statistiques Canada.

Stoltenow, C. and G. Lardy. 1998. *Nitrate poisoning of livestock*. Fargo, North Dakota: North Dakota State University, NDSU Extension Service. Internet URL iaia.ext.nodak.edu/extpubs/ansci/livestoc/v839w.htm.

Taylor, F.J.R., R. Haigh, and T.F. Sutherland. 1994. "Phytoplankton ecology of Sechelt Inlet, a fjord system on the British Columbia coast. II. Potentially harmful species". *Marine Ecology Progress Series* 103:151–164.

Tchobanoglous, G. and F. Burton. 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. 3rd edition. Wakefield, Massachusetts: Metcalf & Eddy, Inc.

Teshow, M. and F.K. Anderson. 1989. *Plant stress from air pollution*. New York: John Wiley and Sons.

Todd, E.C.D. 1990. "Amnesic shellfish poisoning — a new seafood toxin syndrome". Pages 504–508 in E. Granéli, B. Sundström, L. Edler, and D.M. Anderson (eds.), *Toxic marine phytoplankton*. Proceedings of the 4th International Conference on Toxic Marine Phytoplankton, 26–30 June 1989, Lund, Sweden.

United Nations Environment Programme (UNEP). 1995. *Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities*. Intergovernmental Conference to Adopt a Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities, 23 October–3 November 1995, Washington, D.C. UNEP(COA)/LBA/IG.2/7.

Urban, N.R. and S.J. Eisenreich. 1988. "N cycling in a forested Minnesota bog". *Canadian Journal of Botany* 66:435–449.

VanLeeuwen, J.A. 1998. "Human and animal health implications of elevated nitrate intake". In *Proceedings of Workshop on Nitrate — Agricultural Sources and Fate in the Environment — Perspectives and Direction*, Charlottetown, 26 February 1998.

Verhoeven, J.T.A. and M.B. Schmitz. 1991. "Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens". *Biogeochemistry* 12:135–148.

Vézina, C. 1997. *Ammonia emission inventory*, 1995. Unpublished data. Environment Canada.

Vitousek, P.M. and R.W. Howarth. 1991. "Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur?" *Biogeochemistry* 13:87–115.

Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger, and D.G. Tilman. 1997a. "Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences". *Ecological Applications* 7:737–750.

Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger, and D.G. Tilman. 1997b. "Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences." *Issues in Ecology*, Issue No. 1, Spring 1997. Washington, D.C.: Ecological Society of America.

Vitt, L.J., J.P. Caldwell, H.M. Wilbur, and D.C. Smith. 1990. "Amphibians as harbingers of decay". *Bioscience* 40:418.

Vogelsang, G.F. and D.B. Kent. 1997. *Shallow groundwater survey summary report*. Report prepared by Clifton Associates Ltd. for Saskatchewan Environment and Resource Management, Regina.

Vollenweider, R.A. 1992. "Coastal marine eutrophication: principles and control". *The Science of the Total Environment (Supplement)*:1–20.

Warman, P.R. 1997. "Alternative amendments in agriculture: overview of their characteristics and use". In P.R. Warman (ed.), *Alternative amendments in agriculture.* Proceedings of the Joint Symposium on Alternative Amendments in Agriculture. Truro, Nova Scotia: Agricultural Institute of Canada.

Wassenaar, L.I. 1995. "Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using the isotopes ^{15}N and ^{18}O in NO_3^-". *Applied Geochemistry* 10:391–405.

Watt, P.J. and R.S. Oldham. 1995. "The effect of ammonium nitrate on the feeding and development of larva of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.), and on the behavior of its food source, *Daphnia*". *Freshwater Biology* 33(2):319–324.

Webber, M.D. and T.E. Bates. 1997. "Municipal sewage sludge use on agricultural land". *In* P.R. Warman (ed.), *Alternative amendments in agriculture.* Proceedings of the Joint Symposium on Alternative Amendments in Agriculture. Truro, Nova Scotia: Agricultural Institute of Canada.

Weetman, G.F., H.H. Krause, E. Koller, and J.M. Veilleux. 1987. "Interprovincial forest fertilization trials 5- and 10-year results". *Forestry Chronicle* 63:184–192.

Welch, E.B. 1992. *Ecological effects of wastewater: applied limnology and pollutant effects.* 2nd edition. London: Chapman and Hall.

Wildish, D.J., V. Zitko, H.M. Akagi, and A.J. Wilson. 1990. "Sedimentary anoxia caused by salmonid mariculture wastes in the Bay of Fundy and its effects on dissolved oxygen in seawater". Pages 11–18 In *Proceedings of the Canada-Norway Finfish Aquaculture Workshop,* 11–14 September 1989, St. Andrews, New Brunswick. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1761.

Wilson, S.D. and P.A. Keddy. 1988. "Species richness, survivorship, and biomass accumulation along an environmental gradient". *Oikos* 53:375–380.

Wisheu, I.C., P.A. Keddy, D.R.J. Moore, S.J. McCanny, and C.L. Gaudet. 1991. "Effects of eutrophication on wetland vegetation". Pages 112–121 in J. Kusler and R. Smardon (eds.), *Proceedings of an International Symposium.* Wetlands of the Great Lakes: Protection and Restoration Policies; Status of the Science, 16–18 May 1990, Niagara Falls, N.Y. New York: Managers, Inc.

World Health Organization. 1986. "Ammonia". *Environmental Health Criteria No. 54.* Geneva, Switzerland: World Health Organization.

World Health Organization. 1997. *Nitrogen oxides.* 2nd edition. Environmental Health Criteria No. 188. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Wrona, F.J., W.D. Gummer, K.J. Cash, and K. Crutchfield. 1996. *Cumulative impacts within the northern river basins.* Synthesis Report No. 11. Edmonton: Environment Canada and Alberta Environmental Protection, Northern River Basins Study.

Wyman, R.L. 1990. "What's happening to the amphibians?" *Conservation Biology* 4(4):350–352.

Yaremcio, B. 1991. Nitrate poisoning and feeding nitrate feeds to livestock. Government Report No. 08. Edmonton: Alberta Agriculture, Alberta Livestock Branch.

Autres lectures suggérées

Carmichael, W.W., C.L.A. Jones, N.A. Mahmood, and W.C. Theiss. 1985. "Algal toxins and water-based diseases ". *CRC Critical Review of Environmental Contamination* 15:275–313.

Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP). 1990. *Review of potentially harmful substances. Nutrients.* Report Study GESAMP No. 34. Paris, France: GESAMP.

Heinze, R. 1999. "Toxicity of the cyanobacterial toxin microcystin-LR to rats after 28 days intake with the drinking water ". *Environmental Toxicology* 14:57–60.

Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs. 1997. *Best management practices: nutrient management.* Toronto: Queen's Printer for Ontario.

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. 1999. *La base de données agricoles FAOSTAT.* Internet apps.fao.org/page/collections?subset=agriculture&language=FR (28 janvier 1999).

Schramm, W. and P.H. Nienhuis. 1996. *Marine benthic vegetation: recent changes and the effects of eutrophication.* Berlin: Springer-Verlag.

Transports Canada. 1990. *Effet sur l'environnement de l'utilisation de l'urée sur les pistes des aéroports.* Publication de la protection de l'environnement TP 10069F. Ottawa : Transports Canada, Direction de la sécurité et des services techniques. 41p. + Appendices.

Transports Canada. 1994. *Comparaison de l'impact environnemental de l'emploi de l'urée, de l'acétate de potassium, de l'acétate de magnésium et de calcium et du formiate de sodium pour le dégivrage des pistes à l'aéroport international d'Halifax.* Publication de la protection de l'environnement TP 12285F. Ottawa : Transports Canada, Direction de la sécurité et des services techniques.

Glossaire de termes choisis[1]

A

anoxie : absence d'oxygène nécessaire à la plupart des formes de vie dans un milieu. Dans un *écosystème aquatique*, désigne l'absence d'oxygène dissous dans l'eau.

aquatique : relatif aux écosystèmes tant marins que dulcicoles.

azote ammoniacal : azote sous forme d'ammoniac (NH_3). Voir aussi fixation de l'azote.

B

bassin hydrographique (syn. **bassin versant**) : région terrestre drainée par un cours d'eau.

bassin versant : voir *bassin hydrographique*.

bioassimilable (syn. **biodisponible**) : se dit de la forme physique ou chimique sous laquelle une substance peut être assimilée telle quelle par un organisme.

C

chaîne alimentaire : relations alimentaires au sein d'un écosystème par lesquelles l'énergie et les *éléments nutritifs* sont transférés d'un maillon à l'autre, les organismes d'un maillon se nourrissant des organismes du maillon qui précède et servant de nourriture à ceux du maillon suivant. Chaque niveau de la chaîne alimentaire est aussi appelé niveau trophique. Le premier niveau trophique se compose des végétaux qui, par photosynthèse, captent l'énergie du soleil. Voir aussi *réseau trophique*.

charge : quantité totale de polluants dans un plan d'eau ou à la surface du sol pendant une période donnée (p. ex. nombre de tonnes d'azote ou de phosphore par année).

composés organiques : composés carbonés qui contiennent habituellement de l'hydrogène, avec ou sans oxygène, azote ou autres éléments. À l'origine, le terme organique signifiait « d'origine végétale ou animale »; on l'emploie encore parfois dans ce sens. Par exemple, le fumier et les eaux usées contiennent des composés organiques d'origine animale et végétale. Toutefois, comme les humains produisent régulièrement des composés organiques, le terme

[1] À moins d'indication contraire, les termes sont tirés ou adaptés de L'état de l'environnement au Canada — 1996. Environnement Canada, Gouvernement du Canada, Ottawa (1996). Les termes en italique sont définis ailleurs dans le glossaire.

« organique » désigne également les composés organiques synthétiques, comme les engrais synthétiques.

contamination : introduction dans un écosystème de toute substance physique, chimique ou biologique étrangère dont la présence est indésirable. Ne sous-entend pas d'effet (voir pollution). Désigne généralement l'introduction de substances anthropiques.

D

dénitrifier : transformer les nitrates du sol en nitrites, en ammoniac et en azote gazeux sous l'action des microorganismes (Infoplease, Internet URL www.infoplease.com/index.html).

E

eau souterraine : eau présente dans le sous-sol et qui alimente les puits et les sources. Elle occupe les pores, les cavités, les fissures et autres vides dans la roche en place et les matériaux superficiels non consolidés.

effet cumulatif : effet sur l'environnement de l'incidence supplémentaire d'une activité prévue, qui vient s'ajouter à celle d'autres activités passées, présentes et raisonnablement prévisibles.

effluent : matière liquide résiduaire, sous-produit des activités humaines (p. ex. rejets industriels liquides ou eaux usées), qui peut être déversée dans un plan d'eau.

élément nutritif (syn. **nutriment**) : tout élément ou composé qu'un organisme doit prélever dans son environnement parce qu'il ne peut pas le produire ou qu'il ne peut le produire assez rapidement pour répondre à ses besoins. Sur le plan de la pollution, toute substance ou tout groupe de substances (p. ex. le phosphore ou l'azote) qui, ajouté à l'eau en quantité suffisante, favorise la croissance de la végétation aquatique à un point tel que la qualité de l'eau s'en trouve dégradée ou altérée.

enrichissement en éléments nutritifs : voir *eutrophisation*.

état trophique : mesure de la productivité biologique dans une masse d'eau. Les écosystèmes aquatiques sont oligotrophes (faible productivité), mésotrophes (productivité moyenne) ou *eutrophes* (grande productivité). Voir aussi *trophique* et *niveau trophique*.

eutrophe : se dit d'une masse d'eau douce riche en éléments nutritifs et, par conséquent, en organismes vivants. Voir aussi *trophique, niveau trophique* et *état trophique*.

eutrophisation (syn. **enrichissement en éléments nutritifs**) : enrichissement excessif d'une masse d'eau donnant lieu à une production de matière organique trop abondante pour être entièrement éliminée par les processus d'auto-épuration. L'eutrophisation peut se produire naturellement ou être accélérée par une augmentation de la charge en éléments nutritifs de la masse d'eau due à des activités humaines. Voir aussi *trophique, niveau trophique* et *état trophique*.

F

fixation de l'azote : transformation de l'azote gazeux (atmosphérique) (N_2) en composés tels que l'ammoniac (NH_3). Réalisée dans les écosystèmes principalement par des bactéries du genre *Rhizobium*. Voir aussi *azote ammoniacal*.

fleur d'eau (syn. **prolifération d'algues**) : croissance rapide de certaines algues planctoniques à tel point que l'eau devient colorée. La prolifération peut être due à un apport excessif de certains éléments nutritifs, comme le phosphore et l'azote.

H

habitat : lieu ou type d'emplacement où des populations végétales, animales ou microbiennes existent à l'état naturel. La notion d'habitat englobe les caractéristiques particulières de ce lieu, comme le climat ou la présence d'eau et d'autres conditions biologiques (p. ex. éléments nutritifs du sol pour les végétaux, nourriture et abri pour les animaux), qui rendent l'habitat particulièrement adapté aux besoins biologiques d'espèces sauvages particulières.

L

lessivage : processus d'entraînement de substances solubles à travers le sol sous l'action de l'eau. Le lessivage se produit lorsque la quantité d'eau tombée sur le sol est supérieure à celle perdue par évaporation à la surface. L'eau de pluie qui pénètre dans le sol dissout les éléments minéraux nutritifs et d'autres substances qui, via les eaux souterraines, aboutissent dans les plans d'eau.

M

macronutriment (syn. **macro-élément**) : élément, comme l'azote, le phosphore ou le potassium, dont les végétaux ont besoin en grande quantité pour croître.

macrophytes : végétaux de grande taille, visibles à l'œil nu, qui croissent dans les écosystèmes aquatiques (Infoplease, Internet URL www.infoplease.com/index.html).

matière organique : plante, animal ou microorganisme, mort ou vivant.

mésotrophe : voir *état trophique*.

N

niveau trophique : classification fonctionnelle des organismes d'une biocénose selon la circulation de la matière et de l'énergie; le premier niveau trophique comprend les végétaux, le deuxième les herbivores, et ainsi de suite. Voir aussi *eutrophe, trophique* et *état trophique*.

nutriment : voir *élément nutritif*.

O

oligotrophe : voir état trophique.

oxydes d'azote (NO_x) : groupe de gaz produits par la combustion des combustibles fossiles, les incendies de forêt, la foudre et la décomposition de la végétation. Le dioxyde d'azote (NO_2), gaz de couleur brun rougeâtre à odeur âcre déplaisante, est l'un des principaux constituants du smog. L'hémioxyde d'azote (N_2O) est un gaz à effet de serre libéré principalement par les sols agricoles dégradés.

P

phytoplancton : ensemble des organismes planctoniques appartenant au règne végétal, microscopiques ou de très petite taille, qui vivent en suspension dans l'eau; communauté végétale des eaux marines et des eaux douces qui flotte librement dans l'eau et comprend de nombreuses espèces d'algues et de diatomées.

plancton : terme générique désignant l'ensemble des organismes qui dérivent dans les eaux en raison de leur incapacité à nager à contre-courant. Voir aussi *phytoplancton* et *zooplancton*.

pollution : introduction directe ou indirecte, par les humains, de substances ou d'énergie dans un écosystème, qui entraîne ou est susceptible d'entraîner des effets néfastes pour les ressources vivantes et les formes de vie, de mettre en danger la santé humaine, d'entraver les activités humaines ou d'altérer la qualité des ressources écologiques et de réduire les agréments.

prolifération d'algues : voir *fleur d'eau*.

R

réseau trophique : complexe de *chaînes alimentaires* distinctes dans un écosystème.

S

salmonidés : famille de poissons d'eau douce dont les principaux représentants sont les truites, les saumons, les ombles et les corégones.

source diffuse : source de pollution caractérisée par le rejet de polluants sur une vaste étendue ou à partir de plusieurs petites sources, et non de sources distinctes et identifiables. Exemples : terres arables soumises à l'érosion, terres urbaines et suburbaines, terrains forestiers exploités. Voir aussi *source ponctuelle*.

source ponctuelle : source de *pollution* distincte et identifiable. Comprend, par exemple, les émissaires des stations de traitement des eaux usées et des établissements industriels. Voir aussi *source diffuse*.

surveillance : processus consistant à vérifier, à observer ou à suivre un phénomène pendant une période déterminée ou à des intervalles précis.

T

toxicité : capacité ou potentiel inhérent d'une substance de causer des dommages chez un organisme vivant.

toxique : se dit de toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en quantité, en concentration ou dans des conditions susceptibles d'avoir un effet nocif sur l'environnement (notamment sur les organismes vivants qui s'y trouvent) ou de mettre en danger la vie ou la santé humaine, dans l'immédiat ou à long terme.

traitement primaire des eaux usées : première étape du traitement des eaux usées qui consiste à les faire passer à travers des tamis (filtres) afin d'éliminer les éléments solides de gros diamètre; les eaux sont ensuite acheminées vers des décanteurs dans lesquels se déposent les sédiments et la matière organique. Voir aussi *traitement secondaire des eaux usées* et *traitement tertiaire des eaux usées*.

traitement secondaire des eaux usées : après le *traitement primaire des eaux usées*, élimination de la matière organique biodégradable des eaux usées à l'aide de bactéries et d'autres microorganismes, de boues inactivées ou de lits bactériens. Élimine également une certaine proportion du phosphore (30 %) et des nitrates (50 %). Voir aussi *traitement tertiaire des eaux usées*.

traitement tertiaire des eaux usées : élimination des nitrates, des phosphates, des composés organochlorés, des sels, des acides, des métaux et des composés organiques toxiques après le traitement secondaire des eaux usées. Voir aussi traitement primaire des eaux usées.

trophique : relatif aux processus de transfert d'énergie et d'éléments nutritifs d'un ou de plusieurs organismes à d'autres organismes dans un écosystème. Voir aussi *eutrophe, niveau trophique et état trophique.*

turbide : se dit d'une eau rendue trouble par des sédiments en suspension. L'eau peut devenir turbide par suite de l'érosion du sol, du rejet d'effluents contenant des particules ou de la remise en suspension des sédiments de fond, notamment à cause de la circulation de bateaux ou de travaux de dragage.

turbidité : état d'un liquide *turbide.*

Z

zooplancton : animaux microscopiques qui vivent en suspension dans les écosystèmes aquatiques. Voir aussi *phytoplancton* et *plancton.*